

**МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РФ**  
**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ**  
**НАУКИ ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ ВОЛЖСКОГО БАСЕЙНА**  
**РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК**

*На правах рукописи*



**КРИВИНА ЕЛЕНА СЕРГЕЕВНА**

**ТРАНСФОРМАЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ ВОДОЕМОВ**  
**УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ**  
**АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ**

**Специальность 03.02.08 – экология (биология)**

Диссертация  
на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Научный руководитель:  
кандидат биологических наук  
Н. Г. Тарасова

Тольятти – 2018

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	3
ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ ИЗУЧЕНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ ВОДОЕМОВ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ.....	8
ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	18
ГЛАВА 3. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВАСИЛЬЕВСКИХ ОЗЕР.....	24
ГЛАВА 4. ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧЕСКАЯ ХА- РАКТЕРИСТИКИ АЛЬГОФЛОРЫ ПЛАНКТОНА ВАСИЛЬЕВСКИХ ОЗЕР.....	33
4.1. Таксономическая структура альгофлоры планктона Васильевских озер в различные периоды исследования.....	33
4.2. Кластерный анализ таксономического состава альгофлоры планктона изу- чаемых водоемов на различных этапах исследования.....	46
4.3. Эколого-географический анализ альгофлоры планктона исследуемых водоемов .....	48
ГЛАВА 5. СЕЗОННАЯ И МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ИССЛЕДОВАННЫХ ВОДОЕМОВ .....	55
ГЛАВА 6. ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ВИДОВОГО РАЗНООБРАЗИЯ ФИ- ТОПЛАНКТОНА ИССЛЕДУЕМЫХ ВОДОЕМОВ .....	84
ГЛАВА 7. ДОМИНИРУЮЩИЕ ВИДЫ ВОДОРΟΣЛЕЙ ИССЛЕДОВАННЫХ ВОДОЕМОВ	
7.1 Сезонная и многолетняя динамика комплекса доминирующих видов водо- рослей изучаемых водоемов в различные периоды исследования.....	104
7.2 Экология доминирующих видов водорослей .....	135
ГЛАВА 8. О ПРАКТИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ МЕТОДА «АЛЬГОЛИ- ЗАЦИИ» ВОДОЕМОВ НА ПРИМЕРЕ ОЗ.Б. ВАСИЛЬЕВСКОЕ.....	143
ВЫВОДЫ.....	149
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	150
Приложение .....	173

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность темы.** Малые водоемы урбанизированных территорий имеют большое экологическое значение и эстетическую ценность. При этом они испытывают антропогенную нагрузку, в результате чего нарушаются циклы их естественного функционирования (Россолимо, 1967; 1977; Gopal, 1999; Kleeberg, 2003; и др.).

В XX веке в ряде водоемов Европы было отмечено массовое развитие нитчатых безгетероцистных форм синезеленых водорослей, ранее относимых к роду *Oscillatoria* (плактотрихетовый или S<sub>1</sub>-тип). Такое состояние озер называют «осцилляториевой» болезнью, развитие которой связывают с нарастающим антропогенным эвтрофированием. Трансформация фитопланктона антропогенно нагруженных водоемов характеризуется переходом от преобладания в его составе синезеленых водорослей M-типа (*Microcystis*) и H<sub>1</sub>-типа (*Anabaena*, *Aphanizomenon*) к S<sub>1</sub>-типу. Несмотря на прогрессивную экспансию синезеленых водорослей S<sub>1</sub>-типа в водоемах умеренной зоны, данных по развитию фитопланктона в озерах планктотрихетового типа, особенно в переходный период, немного (Лященко, 1991; 2001; Reynolds et al., 2002; Kleeberg, 2003; Сиделев, Бабаназарова, 2011).

Одной из наиболее уязвимых групп малых водоемов являются те, которые подвергались техногенной эксплуатации (Спиридонов, 2006). Некоторые из них уже перестали быть необходимы промышленным предприятиям, и на отдельных водоемах ведутся работы по сохранению и восстановлению (Мингазова, 1998; Birch S., McCaskie J., 1999; Anneville O. et al., 2002; Протисты и бактерии..., 2009). При этом отмечается недостаточное количество данных о процессах, происходящих в период их самоочищения, в т.ч. при прогнозировании развития «нулевого» сценария рекультивации – без вмешательства человека в процессы самовосстановления нарушенных экосистем (Спиридонов, 2006).

На землях г.о. Тольятти расположена система малых водоемов, различающихся по происхождению, характеру и уровню антропогенной нагрузки, – Васильевские озера. Исследование их экосистем проводилось сотрудниками

ИЭВБ РАН в конце XX в. (Выхристюк, 1993; Бычек и др., 2000; Номоконова и др., 2001; Розенберг и др., 2001; Тарасова, 2006). В 2013 г. группа сотрудников лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН возобновила изучение ряда водоемов этой системы в связи с применением метода «альголизации» на оз. Б. Васильевское в рамках реализации мероприятий по «биологической реабилитации» водоема.

**Цель работы** – анализ многолетних изменений состава и структуры фитопланктона ряда Васильевских озер и выявление особенностей его развития в зависимости от степени и характера антропогенной нагрузки.

**Задачи работы:**

1. Определить таксономический состав альгофлоры планктона пяти водоемов, входящих в систему Васильевских озер, и отметить произошедшие в ней изменения за более чем 20-летний период.
2. Провести флористический и эколого-географический анализ альгофлоры планктона исследуемых водоемов и установить многолетние изменения с учетом степени антропогенной нагрузки.
3. Оценить изменение показателей количественного развития фитопланктона и характер его сезонной динамики в различные периоды исследования в зависимости от антропогенной нагрузки.
4. Установить особенности структурной организации сообщества фитопланктона и выявить произошедшие в ней изменения за указанный выше период времени с учетом показателей видового разнообразия и выравненности.
5. Оценить эффективность альголизации как метода биологической реабилитации применительно к сообществу водорослей оз. Б. Васильевское.

**Научная новизна работы.**

Впервые для пяти водоемов из системы Васильевских озер, различающихся по происхождению, характеру и уровню антропогенной нагрузки, проведен сравнительный анализ таксономического состава и показателей количественного развития фитопланктона с учетом изменений, произошедших за более чем 20-летний период.

Установлено, что за это время в фитопланктоне «природных» водоемов существенно возросла роль нитчатых безгетероцистных форм синезеленых водорослей  $S_1$ -типа. Показано, что основными факторами, определяющими состав преобладающих форм синезеленых водорослей, являются концентрация азота (особенно его аммонийной формы) и соотношение общего азота и фосфора.

На примере «техногенных» озер выявлены особенности самовосстановления водоемов после прекращения промышленной эксплуатации, но без проведения работ по рекультивации («нулевой вариант»).

**Теоретическая значимость работы.** Полученные данные расширяют представления об особенностях развития фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий в зависимости от степени и характера антропогенной нагрузки. Проведенная работа позволила научно обосновать несостоятельность мероприятий биологической реабилитации водоемов по методике Богданова И. И. с использованием зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* (штамм запатентован как *Chlorella kessleri* ВКПМ А1-11 ARW).

**Практическая значимость работы.** Результаты работы использовались при разработке природоохранных мероприятий предприятиями ООО «БМПО», ООО «СтройПроектИзыскания», при организации экологического мониторинга состояния водных экосистем и кормовой базы рыб ФГБУ «Главрыбвод». Материалы исследований могут быть использованы при чтении учебных курсов по дисциплинам «Прикладная экология» и «Биоиндикация».

Полученные результаты могут быть применены для оптимизации мер по сохранению и восстановлению экосистем водных объектов, подвергшихся техногенному воздействию, в т. ч. при разработке так называемого «нулевого сценария».

**Связь с научно-исследовательскими программами и темами.** Работа проведена в рамках плана научно-исследовательских работ ИЭВБ РАН по теме «Биологическое разнообразие» Программы фундаментальных научных исследований государственных академий наук на 2013-2020 годы.

**Основные положения диссертации, выносимые на защиту:**

1. Структура и показатели количественного развития фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий умеренной зоны в значительной степени зависят от степени и характера антропогенной нагрузки.

2. Определяющая роль в формировании общей численности и биомассы фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий умеренной зоны принадлежит синезеленым водорослям практически весь вегетационный период. Основными факторами, определяющими состав преобладающих форм синезеленых водорослей, являются концентрация азота (особенно его аммонийной формы) и соотношение общего азота и фосфора.

3. В условиях возрастающей антропогенной нагрузки в малых водоемах урбанизированных территорий умеренной зоны происходит увеличение роли нитчатых безгетероцистных форм синезеленых водорослей S<sub>1</sub>-типа (r-стратегии).

4. В водоемах, подвергшихся техногенной эксплуатации, по мере их самоочищения, отмечалось усложнение таксономической структуры и усиление позиции динофлагеллят (k-стратегии) в формировании общей биомассы фитопланктона. После прекращения промышленной эксплуатации таксономическая структура и видовой состав альгофлоры «техногенных» водоемов сближаются с «природными».

5. Альголизация, как метод биологической реабилитации водоемов, является неэффективной.

**Апробация работы.** Материалы диссертации докладывались и обсуждались на: XI и XIII Междунар. науч. - практ. конф. «Гатищевские чтения: актуальные проблемы науки и практики» (Тольятти, 2014; 2016); III Междунар. научн. конф. «Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге» (Борок, 2014); Всерос. (с междунар. участием) науч. конф. «Биологические аспекты распространения, адаптации и устойчивости растений» (Саранск, 2014; 2016); V и VI Междунар. науч. конф. «Актуальные проблемы экологии Волжского бассейна» (Тольятти, 2015; 2017); Междунар. научн. конф.

«История ботаники в России», посвященная 100-летию Русского ботанического общества (Тольятти, 2015); III (XI) Междунар. Ботаническая конф. молодых ученых (Санкт-Петербург, 2015); X Всеросс. научн.-практич. конф. молодых ученых по проблемам водных экосистем «PontusEuxinus 2017» (Севастополь, 2017).

**Публикации результатов исследований.** По теме диссертации была опубликована 21 работа, в том числе 8 статей в изданиях, рекомендованных ВАК РФ, из которых 1 входит в международную базу данных научного цитирования «Scopus».

**Декларация личного участия автора.** Автор принимал личное участие в полевых наблюдениях 2013–2014 гг. Обработка проб, включая те, что хранились в альготекке лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН, обобщение и анализ данных, в т. ч. статистическая обработка, проведены автором лично. Формулировка основных положений и написание текста диссертации осуществлялась автором по плану, который был согласован с научным руководителем.

**Объем и структура диссертации.** Работа изложена на 186 страницах, состоит из введения, 8 глав, выводов, списка литературы (229 источников, из которых 58 на иностранных языках), одного приложения. Содержит 27 таблиц, включая приложение, и 29 рисунков.

**Благодарности.** За помощь в сборе материалов и всестороннюю поддержку автор выражает глубокую признательность своему научному руководителю к.б.н. Тарасовой Наталье Геннадьевне и всему коллективу лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН.

## **ГЛАВА 1. ИСТОРИЯ ИЗУЧЕНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ ВОДОЕ- МОВ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ**

В настоящее время в связи с возрастающим антропогенным воздействием на окружающую среду все более актуальной становится проблема сохранения природы и рационального использования ее ресурсов, в том числе водных. Экосистемы водоемов и водотоков урбанизированных ландшафтов с течением времени в значительной степени трансформируются в результате преобразования человеком площадей водосбора, загрязнения промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми отходами. В связи с этим изучение состояния, мониторинг и прогнозирование изменений в экосистемах таких водоемов в результате антропогенного воздействия (прямого и опосредованного) является одной из важнейших задач современной науки (Алимов, 2000).

Антропогенное воздействие на экосистемы водоемов провоцирует развитие в них различных негативных процессов. К наиболее распространенным последствиям относят ацидификацию, эвтрофикацию и деградацию под влиянием различных загрязнений (радиоактивного, теплового, органического, токсического) (Оствальд, 1987; Романенко, 2004). Причины, динамика и последствия развития данных процессов изучены преимущественно на примере крупных водных объектов, которые имеют важное промышленное и хозяйственное значение и обладают значительной рекреационной и эстетической ценностью. Такими водоемами являются, например, крупные пресноводные озера Карелии (Ладожское озеро, Онежское озера и др.), Вологодской области (оз. Белое, оз. Вожже), Новгородской области (оз. Ильмень), Алтайского края (оз. Телецкое) и ряд других (Михеева, 1983; Трифонова, 1990; Митрофанова, 1996; Драбкова и др., 2001; Михеева и др., 2006; и т.д.).

На территории нашей страны существует множество малых водоемов урбанизированных ландшафтов, которые являются важным климатообразующим компонентом городской среды, играют важную рекреационную и эстетическую роль. При этом они испытывают мощное антропогенное воздействие. Как пра-



вило, в результате промышленной и хозяйственной деятельности человека в такие водоемы поступают биогенные элементы и токсиканты, уровень сброса которых зачастую не лимитируется. Это приводит к созданию благоприятных условий для развития в них процессов эвтрофирования и токсификации (Павлова, 2000; Бариева, 2000; Романенко, 2004; Старцева и др., 2011).

Важное место в решении проблемы экологического мониторинга водных экосистем занимают исследования фитопланктона. Водоросли являются чутким биоиндикатором состояния среды, поскольку фитопланктон способен быстро изменять свой видовой состав и структурно-функциональные характеристики в зависимости от вида и степени воздействия на экосистему водоема (Трифонова, 1990). Однако особенности трансформации таксономической структуры и изменения функциональных особенностей фитопланктона малых урбанизированных водоемов под влиянием многолетней антропогенной нагрузки исследованы мало (Буркова, Тарасова, 2007; Протисты и бактерии..., 2009).

В Европе и Америке изучение малых водоемов урбанизированных ландшафтов началось значительно раньше – еще в 30-ые годы XX века. Особый интерес для исследователей представляли те малые водоемы антропогенно трансформированных территорий, в которых наблюдалось «цветение» воды за счет активной вегетации синезеленых водорослей. Примерно в это же время появляются первые данные о массовом развитии в таких водоемах представителей видов синезеленых водорослей, которые раньше входили в состав р. *Oscillatoria*. С. Reynolds с соавторами (Towards a functional..., 2002), выделили эти нитчатые безгетероцистные виды синезеленых водорослей в отдельную экологическую группу и обозначили ее как S<sub>1</sub>-тип («планктотрихетовый» тип). Озера, в которых в составе фитопланктона в течение всего вегетационного сезона преобладали синезеленые водоросли S<sub>1</sub>-типа, стали называть водоемами «осцилляториевого» типа (*Oscillatoria-lake type*), а прогрессирующую экспансию данной группы синезеленых водорослей в водоемах – «осцилляториевой болезнью». Ряд исследователей расценивали переход озер к «планктотрихетовому»

состоянию как следствие антропогенного эвтрофирования (Kleeberg, 2003; Сиделев, Бабанозарова, 2011).

Особый интерес к озерам с массовым развитием синезеленых водорослей объяснялся способностью этих организмов продуцировать токсины (цианотоксины), представляющие опасность для животных и человека. Так, представители рода *Microcystis* (М-тип) при «цветении» воды продуцируют гепатотоксины (микроцистины), которые при высоких концентрациях могут провоцировать развитие цирроза печени человека. Представители родов *Anabaena* и *Aphanizomenon* (Н<sub>1</sub>-тип) при массовом развитии могут вырабатывать нейротоксины, ингибирующие нервную проводимость, и дерматоксины, негативно влияющие на слизистые оболочки и кожные покровы человека. Исследования норвежских ученых показали, что нитчатые безгетероцистные формы синезеленых водорослей (S<sub>1</sub>-типа) в период активной вегетации также продуцируют гепатотоксины. При создании определенных условий в водоемах массовое развитие водорослей этой группы может регистрироваться в течение всего года, включая даже подледный период (Кармайкл, Чернаенко, 1992; Humpage et. al., 1994; Skulberg et. al., 1994; Toxic cyanobacteria..., 1999; Водоросли, вызывающие..., 2006; Духовная и др., 2011).

В настоящее время «осцилляториевая болезнь» поразила многие озера Европы и Америки. Для защиты здоровья населения от последствий воздействия цианотоксинов Всемирная организация здравоохранения ввела рекомендуемый ориентировочный уровень – 20 млн цианопрокаротных кл./л. Уровень 50-100 млн цианопрокариотных кл./л – рекомендованная ориентировочная величина, сигнализирующая об умеренной опасности в водах, используемых в рекреационных целях (Патова, 2007; Рябова, Старцева, 2011).

Тем не менее, данных об особенностях структуры и функционирования фитопланктона планктотрихетовых озер в переходный период достаточно мало (Berger, 1989; On the dominance..., 1997; Nixdorf et al., 2003; Сиделев, Бабаназарова, 2011).

В СССР исследования экологического состояния малых водоемов стали проводиться, начиная с 70-ых годов XX века. Исследования фитопланктона озер Латгальской возвышенности, Чудско-Псковского озерного комплекса, Белорусского Поозерья, Карельского перешейка и Большеземельской тундры позволили изучить особенность олигоэвтрофной сукцессии озерного фитопланктона в различных географических и климатических условиях (Лаврентьева, Бульон 1981; Лаврентьева, 1986; Трифонова, 1990). При этом, опираясь на результаты исследований, И. С. Трифонова (1990) выделила обобщенную схему сукцессии озерного фитопланктона, оценила значение показателей продуктивности различных водоемов и состав водорослей озер, подверженных эвтрофированию. Также был выделен особый тип эвтрофных озер с круглогодичной вегетацией и преобладанием в фитопланктоне представителей р. *Oscillatoria*.

В нашей стране модельным водоемом для изучения особенностей функционирования экосистем озер «планктотрихетового» типа принято считать оз. Неро – мелководный, проточный, полимиктический водоем, который является самым большим озером Ярославской области. Исследования фитопланктона данного водоема проводятся регулярно с 80-ых годов XX века. Именно на его примере впервые для России были описаны многолетние изменения состава и сукцессия фитопланктона в зависимости от физико-химических условий для озер планктотрихетового типа. Среди факторов, определяющих переход к скачкообразному доминированию водорослей S<sub>1</sub>-типа, были указаны изменение гидрологического режима, световой и биогенной обеспеченности (Ляшенко, 2001; Бабаназарова, 2003; Сиделев, Бабаназарова, 2008; 2011; Babanazarova et al., 2015).

Сведения о составе и экологии фитопланктона малых водоемов урбанизированного ландшафта Европейской части России представлены в относительно небольшом количестве работ. В этих публикациях в основном уделялось внимание таксономическому составу фитопланктона, показателям количественного развития и комплексу доминирующих видов водорослей.

Так, в составе альгофлоры планктона Суздальских озер (г. Санкт-Петербург) было зарегистрировано 312 таксонов водорослей рангом ниже рода. Краткосрочные исследования данных водоемов в различное время проводили Л.Л. Еленкиным (1924), Б.Л. Гутельмахером и В.Н. Никулиной (Гутельмахер, 1986; Гутельмахер, Никулина, 1974). В начале XXI века Павлова О. А. обобщила результаты многолетних наблюдений 1995-1999 гг. и 2003 г. Как показали результаты ее исследований, основной вклад в формирование общего видового богатства фитопланктона этих водоемов вносили представители отделов Chlorophyta и Bacillariophyta. Им сопутствовали водоросли из отделов Cyanophyta Euglenophyta. Также в процессе исследования данных водоемов была проанализирована зависимость структурообразующих видов водорослей от уровня биогенной нагрузки и количества бытовых стоков с урбанизированного водосбора (Павлова, 2000; Павлова, Афанасьева, 2011)..

С начала XXI века проводились исследования альгофлоры различных мелководных водоемов г. Санкт-Петербург, испытывающих преимущественно рекреационную нагрузку. В процессе работы был проанализирован качественный состав структурообразующих таксонов различного ранга, показатели количественного развития водорослей, установлены уровень сапробности и трофический статус этих озер. По итогам работы было отмечено увеличение количества подвижных жгутиковых форм водорослей, способных к миксотрофному питанию и традиционно считающихся показателями зон повышенного загрязнения органическим веществом (Павлова, Афанасьева, 2011; Бурдо и др., 2015).

Исследования фитопланктона, проводимые в 1994-2000 гг. на малых водоемах г. Нижний Новгород, различающихся по происхождению, гидрохимическому статусу и степени антропогенной нагрузки, позволили рассмотреть механизм формирования структуры планктонных сообществ водорослей в условиях, близких к стрессовым. В результате этих работ были выделены факторы, в наибольшей степени влияющие на видовой состав и показатели количественного развития фитопланктона. В данном случае к ним относились морфометри-

ческие параметры водоемов, рН, цветность воды, обеспеченность биогенными элементами, в первую очередь, азотом (Старцева, 2002; Старцева, Охапкин, 2003).

В дальнейшем исследования фитопланктона малых водоемов Нижегородской области были продолжены. Так благодаря работам сотрудников Нижегородского государственного университета им. Н. И. Лобачевского был изучен ряд малых водоемов левобережной части Нижегородской области, активно используемых населением в хозяйственных и рекреационных целях. Как показали результаты исследований, некоторые из них могут быть отнесены к «планктотрихетовому» типу и использоваться в качестве модельных для изучения состава, обилия, динамики численности и биомассы фитопланктона водоемов S<sub>1</sub>-тип. Также в ряде работ рассмотрены особенности видового состава экологии массовых видов фитопланктона в условиях урбанизированного и заболоченного водосбора (Охапкин, Старцева, 2003; Старцева и др., 2011; Рябова, Старцева, 2011).

Исследования фитопланктона малых урбанизированных водоемов также проводилось в рамках исследования пойменных водоемов на территории четырех физико-географических районов Оренбуржья. В ходе исследований были определены структурно-функциональные характеристики фитопланктона исследуемых водоемов и оценены возможности их использования при оценке степени органического загрязнения водоемов озерного типа. Полученные результаты дали возможность лучше понять особенности сосуществования и взаимодействия планктонных автотрофных микроорганизмов различных отделов, которые формуруют и обеспечивают результативное функционирование всего альгоценоза (Яценко-Степанова и др., 2005; Яценко-Степанова, Немцева, 2009).

В конце 80-ых–начале 90-ых годов XX века сотрудниками ИЭВБ РАН совместно с МГУ для создания территориальных комплексных схем охраны окружающей среды были проведены комплексные исследования ряда водоемов из системы Васильевских озер, которая расположена в г. Тольятти Самарской области. В начале 2000-х годов для ряда водоемов после проведения соот-

ветствующих наблюдений были оформлены экологические паспорта. По итогам проведенных работ экологическое состояние значительной части озер было оценено как гиперэвтрофное (Номоконова и др., 2001). Результаты комплексных исследований приведены в работе «Протисты и бактерии...» (2009). Начиная с 2013 г. после интродукции *Chlorella vulgaris* компанией ООО НПО «Альгобиотехнология» в оз. Б. Васильевское сотрудники лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН возобновили свои наблюдения.

В 2004–2006 гг. сотрудники ИЭВБ РАН также проводили комплексные исследования экологического состояния прудов ботанического сада Самарского государственного университета и так называемых Воронежских прудов г. Самары. Водоемы характеризовались достаточно высокими показателями количественного развития фитопланктона, по степени органического загрязнения они относились преимущественно к  $\beta$ -мезосапробному типу с 3 классом качества воды (Буркова, 2007; Буркова, Тарасова, 2007; Тарасова, 2007; Протисты и бактерии..., 2009).

Ухудшение экологического состояния малых водоемов, расположенных в рамках антропогенно трансформированных ландшафтов, делает все более острой потребность в разработке комплексных методов, достоверно оценивающих их состояние. В связи с этим специалистами из Нижегородского университета (г. Н. Новгород), а также из ИЭВБ РАН (г. Тольятти) была произведена экологическая паспортизация ряда городских водоемов. Каждый экологический паспорт представлял собой научно-технический документ, в котором были обобщены данные о состоянии соответствующего водоема и его ресурсах, необходимые для осуществления мониторинга и полноценного экологического контроля (Бычек и др., 2000; Розенберг и др., 2001).

Поскольку водоемы урбанизированных территорий испытывают мощное антропогенное воздействие, особый интерес представляют работы, связанные с очищением и восстановлением их экосистем. На территории г. Казани расположена озерная система Кабан (Нижний, Средний и Верхний). Данные озера в течении XVIII–XX века испытывали мощную промышленную и коммунальную

нагрузку, в результате чего в водоемах стали активно развиваться процессы эвтрофирования, токсификации и термофикации.

В 1980-1990 гг. для восстановления экосистем озер Нижний и Средний Кабан на данных водоемах были проведены специальные работы по реабилитации и рекультивации. Они включали в себя: изъятие загрязненных донных отложений, снижение объемов сточных вод и др., которые позволили несколько улучшить качество воды озер.

На примере данных водоемов была изучена реакция фитопланктона на антропогенное воздействие в процессе перехода от токсификации к антропогенному эвтрофированию, выявлены сезонные отличия динамики видового состава и показателей количественного развития фитопланктона при проведении восстановительных мероприятий. Последствиями реализации комплекса таких мероприятий для выведения водоемов из токсифицированного состояния в данном случае было преобладание в фитопланктоне мелкоклеточных колониальных синезеленых и зеленых водорослей, активная вегетация в водоемах видов-индикаторов загрязненных и эвтрофных вод. В настоящее время водные объекты г. Казани отличаются значительным разнообразием водных и околоводных растений и животных (Мингазова и др., 1996; Палагушкина, Рафикова 1996; Мингазова, Деревенская, 1998; Бариева, 2000; Мингазова и др., 2008; Мингазова и др., 2015).

Для улучшения качества работы и оптимизации деятельности сотрудников, работающих на территории рекреационных зон, а также менеджеров и управленцев, не обладающих специальными знаниями и не имеющих экологического образования, в Европе была разработана специальная компьютерная модель E U Life program. Данная разработка помогает координировать и управлять работами по поддержанию определенного состояния водоема. В нашей стране идет разработка аналогов (Старцева, 2002; Огуречникова, Пименов, 2015).

Обобщая литературные данные, можно сказать, что видовое богатство фитопланктона малых водоемов урбанизированных территорий может варьировать в широких пределах: в среднем от 2 до 650 видов водорослей (Палагуш-

кина, Рафикова 1996; Павлова, 2000; Номоконова и др., 2001; Старцева, 2002; Старцева и др., 2003; Яценко-Степанова, 2005; Мингазова и др., 2008; Протисты и бактерии..., 2009; и др.).

Ряд исследователей отмечал, что в антропогенно трансформированных водоемах уровень видовой богатства выше, чем в ненарушенных природных. Также по мере увеличения степени антропогенного эвтрофирования в таких водоемах, как правило, отмечался рост роли зеленых и синезеленых водорослей в общем видовом богатстве. В фитопланктоне водоемов урбанизированных территорий отмечались низкие показатели видовой и родовой насыщенности (Палагушкина, Рафикова 1996; Старцева, 2002; Охапкин, Старцева, 2003; Яценко-Степанова и др., 2005; Буркова, Тарасова, 2007; Тарасова, 2007; Протисты и бактерии..., 2009; и др.).

Основу флористического богатства урбанизированных водоемов Европейской части России создают, как правило, планктонные формы-космополиты, являющиеся индифферентами по отношению к солёности и рН среды. Большая часть видов водорослей, доминирующих в фитопланктоне водоемов городских ландшафтов, также входят в ранг доминант в различных озерах Европы. Из видов-индикаторов степени органического загрязнения большая часть относилась к индикаторам низкой и средней степени даже в сильнозагрязненных высокоэвтрофных озерах (Трифорова, 1990; Старцева, 2002; Тарасова, 2007; Протисты и бактерии..., 2009).

В ходе работ по изучению структурной организации и механизмов функционирования фитопланктона урбанизированных озер ряд ученых в своих работах рассмотрели вопросы: реакция на фитопланктона эвтрофных водоемов на дополнительное внесение биогенных элементов (Павлова, 2011), влияние различных изменяющихся факторов среды на видовой состав и таксономическую структуру фитопланктона (Павлова, 2000; Старцева, 2002; Охапкин, Старцева, 2003; Бариева, 2003; Протисты и бактерии..., 2009; Старцева и др., 2011).



Таким образом, в условиях все более усиливающегося антропогенного воздействия проблема изучения и сохранения экосистем малых водоемов урбанизированных территорий становится все более актуальной. Однако в настоящее время сведения о фитопланктоне таких водоемов в основном содержат информацию о таксономическом составе и его сезонной динамике, основанную на наблюдениях в течение небольшого промежутка времени. Данных же по изменению фитопланктона под влиянием антропогенного воздействия, базирующихся на многолетних наблюдениях, немного. Сведения об особенностях функционирования экосистем водоемов «планктотрихетового» типа, особенно в переходный период, также практически отсутствуют, несмотря на усиливающуюся экспансию синезеленых водорослей  $S_1$ -типа.

## ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Материалом для диссертационной работы послужили результаты исследований сообщества планктонных водорослей, развивающихся в ряде Васильевских озер, расположенных на землях г.о. Тольятти. В анализе использовались данные, полученные при обработке проб, отобранных в ходе полевых наблюдений 2013–2014 годов, а также те пробы (1991-92 гг., 2001 г.), которые хранились в альготекке лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН. В их отборе принимали участие сотрудники лаборатории экологии простейших и микроорганизмов и лаборатории экологии малых рек ИЭВБ РАН. Исследование фитопланктона было проведено на следующих водоемах: оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков, оз. Восьмерка, оз. Отстойник, оз. Шламонакопительное (рис. 1). В общей сложности за весь период исследований было отобрано и обработано около 500 проб.

В 1991-92 гг. и в 2001 г. отбор альгологических проб проводили с мая по октябрь каждые 10 дней в наиболее глубоководной части пелагической зоны водоема и в прибрежье. В мае 2013 года компания ООО НПО «Альгобиотехнология» провела интродукцию зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* с целью



Рис. 1. Схема расположения Васильевских озер (Цит. по: Протисты и бактерии..., 2009)

• – станции комплексного отбора проб;  
 - - - - пересохший водоем.

уменьшения «цветения» воды в оз. Б. Васильевское. В связи с этим с июня 2013 г. сотрудники лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН начали независимые наблюдения за гидрохимическими и гидробиологическими показателями воды. При этом дробный отбор проб осуществляли в самой глубокой части водоемов с учетом особенностей вертикального распределения фитопланктона в столбе воды. Материал отбирали ежемесячно в 2013 г. с июня по октябрь, в 2014 г. – в феврале и с апреля по ноябрь.

Пробы отбирали согласно стандартным гидробиологическим методикам (Методика изучения биоценозов..., 1975) с использованием батометра Руттнера. В 1991-92 гг. и в 2001 г. материал фиксировали 40-процентным раствором формалина, начиная с 2013 г. – раствором Люголя с последующей дофиксацией раствором формалина для максимального сохранения видового богатства водорослей. 0,5 л пробы концентрировали при помощи вакуумного насоса Комовского методом прямой фильтрации через мембранные фильтры «Владипор» (диаметр пор 1 мкм). Затем концентрат пробы приводили к объему 10 мл.

Для определения видового состава водорослей, подсчета их численности и измерения клеток использовали камеру Учинской объемом 0,01 мл. Подсчет организмов вели под микроскопом «Биолар» (Польша) при увеличении в 600 раз.

В зависимости от качественного состава и показателей количественного развития водорослей подсчет численности проводили в 10-20 полосах камеры при 2-4 ее наполнениях. За счетную единицу принималась клетка (Руководство по гидробиологическому..., 1992; Корнева, 1994; и др.). В соответствии с «Методикой изучения биоценозов...» (1975) численность водорослей в 1 л воды рассчитывали по формуле:

$$N=kn(A/a)v(1000/V),$$

где N – количество клеток в 1 л воды исследуемого водоема, k – коэффициент, показывающий во сколько раз объем счетной камеры меньше 1 см<sup>3</sup>, n – число клеток, обнаруженных в камере на просмотренных полосах, A – число полос в камере, a – число полос, на которых проводился подсчет водо-

рослей,  $v$  – объем сконцентрированной пробы ( $\text{см}^3$ ),  $V$  – начальный объем пробы ( $\text{см}^3$ ).

Для более полного качественного анализа после подсчета численности фитопланктона дополнительно просматривали часть осадка.

Определение биомассы отдельных видов водорослей осуществляли общепринятым счетно-объемным методом. Для этого при подсчете численности водорослей, проводили измерения линейных размеров клеток водорослей. Далее объем клетки каждого вида вычисляли путем ее приравнивания к наиболее близкому геометрическому телу (Гусева, 1959; Кумсаре, 1963; Макарова, Пичкилы, 1970), с использованием таблиц, разработанных Г.В. Кузьминым (1984).

Для определения видовой принадлежности водорослей использовали руководства следующих серий: «Определитель пресноводных водорослей СССР» (Забелина и др., 1951; Голлербах и др., 1953; Киселёв, 1954; Матвиенко, 1954; Попова, 1955; Дедусенко-Щёголева и др., 1959; Дедусенко-Щёголева, Голлербах, 1962; Виноградова и др., 1980; Паламарь-Мордвинцева, 1982; Мошкова, Голлербах, 1986), «Флора споровых растений СССР» (Косинская, 1952, 1960; Попова, 1966; Попова, Сафонова, 1976), «Визначник прісноводних водоростей Української РСР» (Коршиков, 1953; Матвиенко, Литвиненко, 1977; Матвиенко, Догадина, 1978; Асаул, 1975; Мошкова, 1979; Паламарь-Мордвинцева, 1986; Ветрова, 1986; Царенко, 1990), «Диатомовые водоросли СССР» (1988, 1992); «Subwasserflora von Mitteleuropa» (Ettl, 1990; Ettl, Gartner, 1988; Ettl, Zerloff, Heynig, Mollenhauer, 1990; Krammer, Fort, 1983; Krammer, Lange-Brtalott 1986, 1988, 1991 а, б, Popovsky, Pfister, 1990; Starmach, 1985, J. Komarek, K. Anagnostidis, 2000).

Эколого-географический анализ альгофлоры планктона проводили, используя наиболее разработанные системы, принятые в биогеографии и экологии водорослей. Отношение к местообитанию указывали, используя сведения из определителей о приуроченности водорослей к той или иной естественной экологической группировке (планктон, бентос и т. д.). В случае отсутствия данной информации в определителях обращались к материалами, приведенными в

литературе (Давыдова, 1985; Герасимова 1996; Охапкин, 1994; Охапкин и др., 1997; Фитопланктон Нижней Волги ..., 2003; Экологические проблемы ..., 2001; Баринаова, Медведева 1996; Баринаова и др., 2006).

При характеристике галобности использовали систему Кольбе, которая была предложена для диатомовых водорослей А.И. Прошкиной-Лавренко (1953). Отношение видов к рН среды указывали, используя шкалу Хустедта (1939) в упрощенном варианте Н.Н. Давыдовой (1985) с выделением 3 групп: алкалифилы + алкалибионты, индифференты, ацидофилы + ацидобионты.

Для уточнения и дополнения эколого-географических характеристик некоторых видов использовали также работу С. С. Баринаовой с соавторами (2006).

При проведении флористического анализа альгофлоры планктона применяли методы, разработанные для высших растений (Толмачев, 1970, 1986; Шмидт, 1980, 1984). Под показателями флористического богатства понимали число (или %) таксонов разного ранга в составе более крупных систематических групп. Систематическая структура альгофлоры планктона была проанализирована по флористическим спектрам. Они включали так называемые «ведущие» таксоны, составляющие головную часть флористического спектра и в сумме дающее 50 и более % таксонов водорослей рангом ниже рода от общего видового богатства фитопланктона (Шмидт, 1984). В качестве показателя систематического разнообразия рассматривали пропорции альгофлоры планктона: среднее число видов в семействе, родов в семействе и видов в роде.

В процессе исследований изучили следующие структурные показатели фитопланктона: общее видовое богатство (общее число видов, разновидностей и форм водорослей, обнаруженных в том или ином водоёме), относительное видовое богатство (доля определённой таксономической группы водорослей в общем видовом богатстве), удельное видовое богатства (число видов в одной количественной пробе).

Степень общности видового состава альгофлор исследованных водоемов оценивали с помощью коэффициента Серенсена ( $K_s$ ) (Мэгарран, 1992), вычисленного по формуле:

$$K_s = \frac{2c}{a + b}$$

где  $c$  – число общих видов в обоих водоёмах,  $a$  – число видов в водоёме А,  $b$  – число видов в водоёме В.

По его величинам была проведена кластеризация данных в программе Statistica (v. 8.0), методом Варда.

Для определения уровня устойчивости и выравненности сообществ водорослей изученных водоемов, в качестве количественных критериев использовали индексы Шеннона и Пиелу соответственно (Одум, 1975; Мэгарран, 1992), как наиболее информативные и чувствительные к общему числу видов, формирующих сообщество (Mouilloff, Leprebre, 1999).

Индекс видового разнообразия Шеннона рассчитывали по формуле:

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i$$

где  $P_i$  – относительное обилие  $i$ -го вида.

Индекс выравненности Пиелу:

$$E = H' / \log_2 C,$$

где  $H'$  – значение индекса Шеннона,  $C$  – общее число видов.

Значения сапробности отдельных видов брали из списков, приведенных в "Унифицированных методах исследования..." (1975, 1977), а также работах V. Sladecek (1963, 1973; 1978; 1986), L. Kalbe (1973), R. Wegl (1983). Для сапробиологической характеристики некоторых видов и разновидностей водорослей использовали также работу С. С. Бариновой с соавторами (2006).

К доминирующим видам относили те, численность и биомасса которых составляли 10% и более от общих показателей.

Для определения уровня доминирования использовали индекс доминирования Симпсона:

$$S = \sum_{i=1}^k P_i^2$$

где  $P_i$  – относительная значимость  $i$  - го вида (Мэгарран, 1992).

Уровень трофности водоемов оценивали по уровню биомассы фитопланктона, применяя классификацию, предложенную И. С. Трифионовой: биомасса < 1 мг/л – олиготрофный водоем, 1–5 мг/л – мезотрофный, 5–10 мг/л – эвтрофный, > 10 мг/л – высокоэвтрофный (Трифенова, 1990).

Оценка характера трансформации экосистем водоемов, подвергшихся длительной техногенной эксплуатации, проводилась по установленной методике графического анализа в модификации применительно к водным антропогенно трансформированным экосистемам (Оствальд, 1987; Колмар, 2006; Разумовский, 2009). При построении исходной матрицы использовалось число идентифицированных таксонов видового и внутривидового ранга и их относительная численность. Таксоны ранжировались по относительной численности в сторону ее уменьшения. Анализ полученных гистограмм проводился в линейной и логарифмической системе координат. В логарифмической системе координат анализировались тренды исходных зависимостей, представленные результирующими прямыми линиями, и их генерации. Дальнейший анализ характера пространственно-временной трансформации таксономических пропорций производился, исходя из соответствия тому или иному основному (базовому) типу сценария и расположения результирующих линий по отношению к фазам устойчивости (Оствальд, 1987; Колмар, 2006; Разумовский, 2009).

Статистическая обработка материала осуществлялась с использованием пакета программ MS Excel 2010, Statistica (v. 8.0) (Мастицкий, 2009; Ивантер, Коросов, 2010).

### ГЛАВА 3. ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВАСИЛЬЕВСКИХ ОЗЕР

Система Васильевские озера находится на северо-восточной границе г.о. Тольятти. Она расположена в нижней части долины бывшей р. Пискалы, некогда впадавшей в р. Волга. Следы русла реки отчасти сохранились до настоящего времени севернее оз. Б. Васильевское.

Происхождение озер различно. Практически все они возникли относительно недавно – в 50–60-е годы XX в. Согласно имеющемуся картографическому материалу до образования Куйбышевского водохранилища на месте системы существовало только одно озеро – оз. Б. Васильевское. Затем после строительства автодорог оно разделилось на три водоема – собственно оз. Б. Васильевское, оз. М. Васильевское и оз. Прудовиков (оз. Грязное). Остальные водоемы, кроме оз. Отстойник, возникли вследствие затопления естественных понижений рельефа грунтовыми водами после заполнения Куйбышевского водохранилища. Оз. Отстойник – искусственный водоем с бетонированным ложем и склонами (Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009).

В соответствии с классификацией антропогенно трансформированных водоемов, предложенной Оствальдом (1987), *исследуемые озера можно условно разделить на 2 группы: «природные»* (оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков, оз. Восьмерка), в которых антропогенный фактор оказывал существенное влияние на формирование условий в экосистеме, но действовал вкуче с абиотическими и биотическими факторами среды; и *«техногенные»* (оз. Отстойник, оз. Шламонакопительное), в которых развитие экосистемы длительное время определялось интенсивностью промышленной эксплуатации.

Исследованные озёра невелики по площади водного зеркала, величине водосбора и средней глубине. По морфометрическим параметрам все они относятся к категории очень малых и малых водоемов (табл. 1) (Литинский, 1960; Китаев, 1989).

В геоморфологическом отношении водоемы расположены на третьей надпойменной террасе, которая сложена преимущественно из среднечетвертичных песков с прослоями суглинков и супесей, переработанных золовыми



процессами. Пески светло-желтого, серого и желто-бурого цвета, преимущественно кварцевые, бескарбонатные, с высокой водопроницаемостью, малоплодородные. Микрорельеф лощины преимущественно бугристо-западинный с преобладанием аккумулятивных эоловых форм: дюн, песчаных бугров и гряд. Песчаная подложка способствует произрастанию на берегах озёр сосновых лесов, в прибрежных зонах формируются дерново-глеевые почвы и обильный травянистый покров (Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009).

Таблица 1

## Морфометрические характеристика Васильевских озер

(Цит. по: Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009)

Название	Происхождение	Площадь, м <sup>2</sup>	Длина, м	Объем, м <sup>3</sup>	Макс. глубина, м	Средняя глубина, м
оз. Б.Васильевское	Естественное	665000	2260	1064	3,3	1,6
оз. Восьмерка	Естественное	128750	700	395000	8,0	3,1
оз. Прудовиков (Грязное)	Естественное	22400	344	38702	6,5	1,7
оз. Шламонакопительное 1991-92 гг.	Естественное	205024	596	307536	1,8	1,5
оз. Шламонакопительное 2001 г.		101232	244	50616	1	0,5
оз. Отстойник	Искусственное	96559	446	135183	1,6	1,4

На экологическую обстановку в районе Васильевских озер оказывают влияние предприятия так называемого «северного промышленного узла» г. Тольятти, куда входят химические заводы по производству синтетического каучука и различных удобрений, машиностроительный завод. Также на состояние озер влияют Тольяттинская ТЭЦ и садоводческие кооперативы и дачи, поставляющие в водоемы биогенные элементы (Протисты и бактерии..., 2009).

Два водоема подвергались активной техногенной эксплуатации: оз. Шламонакопительное использовалось как приемник золы и шлаков Тольяттинской ТЭЦ, оз. Отстойник – жидких отходов азотно-тукового производства ОАО «КуйбышевАзот». С 1992 г. в связи со снижением интенсивности промышленного производства, сброс в водоемы отходов был значительно уменьшен. С 1994 г. «в связи с началом внедрения малоотходных и ресурсосберегающих

технологий на производстве, поступление отходов в водоемы сокращается, и с 1996 г. прекращается полностью» (Материалы оценки воздействия..., 2012; Огуречникова, Пименов, 2012; 2015).

Вплоть до 1987 г. на территории системы озер располагалась городская свалка. Непосредственно жидкими и твердыми отходами в начале 90-х годов было занято 256 га, что составляло около 1 % водосборной площади Васильевских озер. Также экосистему оз. Б. Васильевское оказывают влияние очистные сооружения ОАО «ТольяттиАзот». То, что все озера связаны единым водоносным горизонтом, дополнительно способствовало их загрязнению и деградации (Номоконова и др., 2001; Тарасова, 2006; Протисты и бактерии..., 2009).

На абиотические условия в водоемах оказывают влияние как внутренние, так и внешние факторы, в первую очередь, климатические условия местности, характер водосборного бассейна и особенности самого водоема. Влияние внешних процессов и условий возрастает при уменьшении размеров водоема. Поэтому для многих малых водоемов характерны такие специфические черты, как меньшая стабильность температурного режима, большие колебания гидрохимических характеристик, например, минерализации. Обычно малые водоемы более продуктивны, чем крупные, т.к. отношения площади водосбора к площади зеркала озера, его объему и длине береговой линии у малых водоемов выше. Все это во многом определяет характер и интенсивность развития биологических процессов в водоеме. Деятельность живых организмов – мощный внутренний фактор, оказывающий влияние на абиотические условия, в т.ч. гидрохимический состав и оптические свойства воды, термический режим водоема (Тарасова, 2006; Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014б).

Ниже приведены сводные данные по гидрохимическим условиям в изучаемых водоемах в поверхностном горизонте с 1991-92 гг., 2001 г. и 2013-14 гг. (табл.2).

Температура воды в озерах в значительной мере зависела от погодных условий и была подвержена сезонным и суточным изменениям, особенно ярко проявляющимся в весенний и осенний периоды.

Некоторые физико-химические характеристики в поверхностном горизонте исследуемых Васильевских озер в различные периоды исследования

(Цит. по: Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014; 2017; Материалы оценки воздействия..., 2012; Огуречника, Пименов, 2012; 2015 с изм.)

Водоем	Год	Период	s, м	T, °C	pH	Eh, mV	O <sub>2</sub> , мг/л	
1	2	3	4	5	6	7	8	
оз. Б. Васильевское	1991	VI-X	0,35*	21,5	9,1	н/д	9,69	
			0,1-0,8**	13,8-24,2	8,00-9,55	н/д	7,16-15,08	
	1992	V-X	0,34	20	8,81	н/д	9,47	
			0,15-0,70	8,9-24,3	7,49-9,26	н/д	7,27-15,19	
	2001	V-X	0,35	20,1	8,96	н/д	9,67	
			0,15-0,65	7,7-24,6	7,70-9,65	н/д	8,11-11,69	
	2013	VI-X	0,28	20,5	9,92	35	11,22	
			0,1-0,75	9,6-27,5	9,10-10,98	255-377	7,08-14,52	
	2014	II	лед	0,5	7,3	431	0,02	
				0,2-0,9	6,98-7,53	385-481	0-0,05	
		IV-XI	0,36	16,7	9,41	303	9,96	
			0,2-0,6	4-23,8	7,85-10,21	255-380	7,20-13,60	
оз. Прудовиков	1991	VI-X	1,02	20,6	8,77	н/д	9,79	
			0,8-1,5	13,9-25	8,36-9,1	н/д	7,54-12,06	
	1992	V-X	1,15	18,5	8,76	н/д	9,91	
			0,7-1,7	6,3-24,6	8,44-9,12	н/д	7,35-12,44	
	2001	V-X	1,07	19,3	8,79	н/д	9,4	
			0,7-1,65	6,2-24,2	8,2-9,24	н/д	8,2-12,11	
	2013	VI-X	0,53	20,7	8,78	370	9,4	
			0,4-0,7	8,1-26,9	8,1-9,37	338-404	9,08-11,72	
	2014	IV-XI	0,57	16,59	9,45	345	10,1	
			0,35-0,8	3,4-23,3	9,36-9,59	328-368	9,04-11,56	
	Оз. Восьмерка	1991	VI-X	1,17	20,8	8,99	н/д	11,75
				0,8-1,6	13,0-24,1	8,60-9,33	н/д	8,29-16,97
1992		V-X	1,20	19,5	8,94	н/д	10,47	
			0,75-1,6	10,2-23,6	8,3-9,28	н/д	8,67-12,83	
2001		V-X	1,04	19,7	8,82	н/д	10,03	
			0,75-1,35	5,9-24,3	8,42-9,18	н/д	8,33-12,06	
2013		VI-X	0,51	19	8,82	310	9,15	
			0,35-0,8	8,2-24,3	7,38-9,58	272-348	6,15-12,86	
2014		II	лед	0,1	8,8	396	2	
				0,45	16,2	9,14	292	11,08
	0,35-0,77			3,2-21,0	9,05-9,28	276-321	8,17-15,18	
оз. Отстойник	1991	VI-X	0,55	20,3	9,25	н/д	9,95	
			0,45-0,7	5,0-27,8	8,8-9,62	н/д	7,54-11,31	
	1992	V-X	0,55	19,6	9,33	н/д	9,31	
			0,45-0,75	5,3-27,1	8,6-9,56	н/д	7,92-11,23	
	2001	V-X	0,45	20,1	8,57	н/д	9,83	
			0,35-0,65	5,5-27,9	8,32-9,10	н/д	8,1-13,38	

1	2	3	4	5	6	7
2014	IV–XI	0,35	20,3	8,85	298	8,65
		0,2-0,6	3,5-24	8,57-9,23	286-320	6,55-9,32
1991	VI–X	0,55	19,2	9,44	н/д	9,45
		0,45-0,7	6,8-28,1	9,1-9,6	н/д	7,91-11,31
1992	V–X	0,55	19,8	9,41	н/д	8,91
		0,45-0,75	8,0-28,6	9,1-9,68	н/д	7,54-11,31
2001	V–X	0,30	20,1	8,79	н/д	10,61
		0,15–0,45	6,0-28,4	8,3-9,1	н/д	8,1-13,58

Обозначения: \* –над чертой показаны средние значения показателя за сезон, \*\*– под чертой пределы колебаний показателя за сезон

Сплошной ледовой покров на водоемах держался около 4,5-5 месяцев. Вскрытие озер ото льда отмечалось в первой половине апреля, если весна теплая и ранняя, или в конце апреля – в условиях поздней весны. Так, в 2014 г. в условиях ранней, но холодной весны во второй половине апреля вода прогрелась до 11,4-12,9°C. Максимальные показатели температуры в поверхностном горизонте (выше 20°C) наблюдались обычно с июня до августа.

В более мелководных водоемах (большая часть акватории оз. Б. Васильевское, оз. Отстойник и оз. Шламонакопительное) температурная стратификация не регистрировалась. Разность температур поверхностного и придонного слоев воды не превышала 2°C. В более глубоководных водоемах (наиболее глубоководная часть оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков, оз. Восьмерка), напротив, отмечалась температурная стратификация, которая в зависимости от погоды иногда начинала устанавливаться с мая. В этих озерах температура придонного слоя воды не превышала 12,9°C. Период осенней гомотермии обычно начинался с октября. Сплошной ледовый покров устанавливался на озерах во второй половине ноября – начале декабря, хотя временное образование льда на мелководных водоемах иногда отмечалось и во второй половине октября (Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014; 2017).

Содержание растворенного кислорода в изученных водоемах наряду с газообменом с атмосферой во многом определялось протекающих биологических процессами, а в относительно глубоких водоемах – стратификацией.

Как правило, поверхностный слой воды исследованных водоемов можно было назвать хорошо аэрированным: значения Eh на этом горизонте варьировали +255 до +481 мВ, что характерно для окислительных условий среды и отражают значительное содержание растворенного кислорода.

В мелководных водоемах содержание растворенного кислорода было довольно значительным во всей водной толще. В оз. Большое Васильевское в придонном слое глубоководной части озера (ст. 3) иногда отмечалась кратковременная гипоксия, т. е. снижение концентраций растворенного кислорода до 0,3-0,9 мг/л. Положительные значения окислительно-восстановительного потенциала даже в таких случаях свидетельствовали об окислительных условиях во всей толще воды. В подледный период условия в данном водоеме были аноксическими, за исключением наиболее глубоководной части, где непосредственно подо льдом отмечалось незначительное содержание кислорода (Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014б; 2017).

В более глубоководных водоемах в период стратификации в зоне металимниона содержание кислорода резко снижалось, а в нижней части металимниона присутствовали сульфиды и сероводород. Гиполимнион этих водоемов был анаэробным. Это может быть связано с тем, что в условиях, когда перемешивание водного столба было подавлено, потребление кислорода в афотической зоне не восполнялось в должной мере за счет его диффузии из вышележащих слоев, поэтому и происходило его быстрое исчерпание (Протисты и бактерии..., 2009). В гиполимнионе отмечались восстановительные условия. В периоды перемешивания наблюдалось насыщение кислородом гиполимниона вплоть до придонного слоя воды при практически полном отсутствии сульфидов. При этом во всей толще воды в это время отмечались окислительные условия (Горбунов и др., 2017).

Для всех исследуемых водоемов вода в поверхностных слоях имела слабощелочную и/или щелочную реакцию среды (в среднем  $\text{pH} = 8,93 \pm 0,48$ ). Концентрация ионов водорода изменялась по сезонам, что, вероятно, было связано с интенсивным развитием фитопланктона. Так, в период «цветения» воды сине-

зелеными водорослями, рН повышалась до сильнощелочных значений – 10,98. В «техногенных» водоемах высокие значения рН на начальном этапе исследования, на фоне низкого развития фитопланктона, вероятно, были связаны с особенностями технической эксплуатации (Горбунов и др., 2014; 2017).

В химическом составе воды и уровне минерализации отмечались существенные изменения от 1991 г. к 2014 г. Так в группе «природных» водоемов уровень общей минерализации воды увеличился (табл. 3).

Таблица 3

### Уровень минерализации и гидрохимический класс воды

в изучаемых водоемах на начальном и конечном этапе исследования

(Цит. по: Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014; 2017; Материалы оценки воздействия..., 2012; Огуречника, Пименов, 2012; 2015 с изм.)

Водоем	Год	Минерализация, мг/л	Класс гидрохимии вод (по: Алекин, 1970)
оз. Б. Васильевское	1991-92	209	Гидрокарбонатный класс, Са группы
	2013-14	310	Гидрокарбонатный класс, На группы
оз. Прудовиков	1991-92	244	Гидрокарбонатный класс, Са группы
	2013-14	382	Гидрокарбонатный класс, На группы
оз. Восьмерка	1991-92	310	Гидрокарбонатный класс, Са группы
	2013-14	643	Сульфатный класс, На группы
оз. Отстойник	1991-92	6000	Сульфатный класс, Са группы
	2014	4200	Сульфатный класс, На группы
оз. Шламонакопительное	1991-92	8000	Сульфатный класс, Са группы
	2001	6200	Сульфатный класс, Са группы

Отметим, что если в 1991-92 гг. в «природных» озерах преобладали воды кальций-гидрокарбонатного класса, то в 2013-14 гг. в оз. Б. Васильевское и оз. Прудовиков состав воды соответствовал натрий-гидрокарбонатному (содовому) классу, в оз. Восьмерка – натрий-сульфатному. Подобные изменения могли быть вызваны влиянием «техногенных» водоемов, а также с использованием соли на автодорогах в течение зимнего периода. Также на химический состав вод в оз. Б. Васильевское влияли аварийные сбросы очистных сооружений. Снижение минерализации в «техногенных» водоемах, вероятно, было связано с

прекращением производственной эксплуатации и изменением профиля антропогенной нагрузки на аграрно-рекреационный.

В сезонном аспекте в большинстве озер была отмечена слабовыраженная тенденция к увеличению минерализации от вскрытия озер ото льда к образованию сплошного ледового покрова без существенных изменений соотношения основных ионов (Номоконова и др., 2001; Горбунов и др., 2014; 2017; Огуречника, Пименов, 2012; 2015). В более глубоководных стратифицированных водоемах в период летней стратификации отмечалось увеличение минерализации от поверхности к дну, во время периодов перемешивания происходило ее выравнивание по столбу воды.

Общеизвестно, что уровень количественного развития фитопланктона во многом зависит от содержания в нем таких биогенных элементов, как азот (N) и фосфор (P). В естественных условиях в озерах умеренной зоны его развитие лимитирует, прежде всего, содержание фосфора и азота (Трифонова, 1990). Во всех изучаемых нами водоемах системы Васильевских озер, кроме оз. Восьмерка, от 1991 г. к 2014 г. отмечался процесс снижения содержания фосфора на фоне увеличения концентраций азота, особенно его аммонийной формы (табл. 4). В оз. Восьмерка отмечалось увеличение как содержания фосфора в воде, так и содержания общего азота и его форм.

По содержанию  $P_{\text{общ}}$  все водоемы, кроме оз. Шламонакопительное, в каждый период исследования относились к группе гипертрофных озер, оз. Шламонакопительное – эвтрофное.

Ряд исследователей считает (Sakomoto, 1966; Dilon, 1974), что при соотношении  $N : P \leq 10$ , лимитирующим фактором является азот. Другие ученые уточняют (Forsberg et al., 1986; Винберг, 1986), что азот лимитирует развитие фитопланктона при соотношении  $N : P \leq 15$  (цит. по: Трифонова, 1990). В оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков и оз. Восьмерка отмечалась смена биогенного элемента, лимитирующего развитие фитопланктона с азота на фосфор. В оз. Отстойник и в оз. Шламонакопительное, исходя из соотношений  $N : P$ , изна-

чально в качестве лимитирующего фактора выступал фосфор, и с течением времени его значимость только усилилась.

Таблица 4

Содержание биогенных элементов в поверхностном горизонте  
исследуемых водоемов с 1991 г. по 2014 г.

(Цит. по: Номоконова и др., 2001; Протисты и бактерии..., 2009; Горбунов и др., 2014; 2017; Материалы оценки воздействия..., 2012; Огуречника, Пименов, 2012; 2015 с изм.)

Водоем	Год	НН <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мгN/л	Н <sub>общ</sub> , мгN/л	Р <sub>мин</sub> , мг/л	Р <sub>общ</sub> , мг/л	Н : Р
оз. Б. Васильевское	1991-92 гг.	0,490	2,685	0,042	0,451	6
	2001 г.	0,540	3,050	0,043	0,392	8
	2013-14 гг.	0,722	4,595	0,049	0,338	14
оз. Прудовиков	1991-92 гг.	0,400	1,290	0,015	0,150	9
	2001 г.	0,920	2,180	0,021	0,130	18
	2013-14 гг.	1,130	3,980	0,027	0,114	35
оз. Восьмерка	1991-92 гг.	0,504	1,960	0,055	0,195	10
	2001 г.	0,840	3,110	0,070	0,210	15
	2013-14 гг.	1,235	3,548	0,040	0,221	16
оз. Отстойник	1991-92 гг.	3,220	7,912	0,020	0,180	44
	2001 г.	2,730	7,440	0,020	0,160	47
	2014 г.	2,44	6,200	0,010	0,120	52
оз. Шламонакопительное	1991-92 гг.	0,510	3,490	0,058	0,074	47
	2001 г.	0,61	3,969	0,03	0,050	79

Таким образом, несмотря на то, что все исследованные озера, расположенные в пределах относительно небольшой антропогенно трансформированной территории, «природные» и «техногенные» водоемы характеризовались различным сочетанием гидрохимических и антропогенных факторов, оказывающих влияние на состав фитопланктона и его структуру.



## **ГЛАВА 4. ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГО-ФЛОРИСТИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ АЛЬГОФЛОРЫ ПЛАНКТОНА ВАСИЛЬЕВСКИХ ОЗЕР**

### **4.1. Таксономическая структура альгофлоры планктона Васильевских озер в различные периоды исследования**

Благоприятные для человека условия жизни на Земле поддерживаются за счет непрерывной работы природных экосистем. Эффективность механизмов биосферной регуляции обеспечивается биологическим разнообразием на глобальном, биоценотическом, видовом и популяционном уровнях (Одум, 1975; Романенко, 2004). По результатам работы Конференции ООН по окружающей среде и развитию, проходившей в Рио-де-Жанейро в 1992 г. была принята Конвенция о биологическом разнообразии. В ней указывается на то, что богатство жизни сокращается на всех уровнях ее организации – от генетического разнообразия внутри отдельных популяций до разнообразия видов и экосистем в биосфере. Поэтому важнейшей задачей современности является оценка видового богатства и разнообразия организмов на всех уровнях организации (Охрана окружающей среды..., 2006).

Водоросли играют важнейшую роль в водоемах Земли, являясь продуцентом органического вещества и кислорода. Видовое богатство, таксономическая структура альгофлоры планктона в водоеме, состав комплекса доминирующих видовых и надвидовых таксонов зависят от биотических и абиотических факторов. Анализ перестройки таксономической структуры фитопланктона в результате изменения типа и уровня антропогенной нагрузки на водоем позволяет проследить ответную реакцию данной группы организмов на эти изменения (Михеева, 1983; Трифонова, 1990; Охапкин и др., 1997; Павлова, 2000; 2002).

При изучении Васильевских озер нами был зарегистрирован 451 таксон водорослей рангом ниже рода, которые относились к 15 классам, 23 порядкам, 59 семействам, 136 родам (табл. 5).

Общий список видов, разновидностей и форм водорослей и их краткие эколого-географические характеристики приведены в Приложении.

Таксономическая структура альгофлоры планктона Васильевских озер  
1991–2014 гг.

Отдел	Число				Число таксонов		
	Классов	порядков	семейств	родов	видовых	внутри-видовых	Всего
<b>Cyanophyta</b>	2	3	9	27	66	1	67
<b>Chrysophyta</b>	1	2	5	7	12	0	12
<b>Bacillariophyta</b>	2	6	16	24	85	16	101
<b>Xanthophyta</b>	1	1	2	3	8	0	8
<b>Cryptophyta</b>	1	1	1	3	16	0	16
<b>Dinophyta</b>	1	3	5	10	19	0	19
<b>Raphidophyta</b>	1	1	1	1	1	0	1
<b>Euglenophyta</b>	1	1	1	5	43	9	52
<b>Chlorophyta</b>	4	5	17	53	143	5	148
<b>Streptophyta</b>	1	1	2	3	23	4	27
<b>Итого</b>	<b>15</b>	<b>24</b>	<b>59</b>	<b>136</b>	<b>416</b>	<b>31</b>	<b>451</b>

Наибольшим видовым богатством отличались зеленые водоросли, которые включали в себя 32 % от общего числа видов, разновидностей и форм, затем следовали диатомовые (22%), синезеленые (цианопрокариоты) (15%) и эвгленовые (12%) водоросли. Вклад других отделов водорослей в общее видовое богатство был существенно ниже и не превышал 10%. Так доля стрептофитовых водорослей составляла 6%, динофитовых и криптофитовых – по 4%, золотистых – 3%, желтозеленых – 2%, рафидофитовых – менее 1%. Подобное соотношение отделов водорослей характерно для значительной части пресных водоемов умеренной зоны (Озера Среднего Поволжья..., 1976; Паутова и др., 1994; Охупкин, 1994, 1997; Герасимова, 1996; Корнева, 2001; 2015; Фитопланктон Нижней Волги..., 2003; Старцева, 2002; Яценко-Степанова и др., 2005; Горохова, 2012; и др.). Однако в некоторых водоемах, испытывающих значительную антропогенную нагрузку, на третьем месте в ранжированном ряду отделов находятся эвгленовые водоросли (Павлова, 2000; 2003; Старцева, Охупкин, 2003; Трифонова, Павлова, 2005; Буркова, 2007; Буркова, Тарасова, 2007; Тарасова, 2007; Тарасова, Буркова, 2008а; 2008б; Протисты и бактерии..., 2009; и др.).

Для «природных» водоемов (оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков и оз. Восьмерка) соотношение крупных таксономических групп (отделов) совпадало с общим на протяжении всех этапов исследования (табл. 6).

Для «техногенных» водоемов (оз. Отстойник и оз. Шламонакопительное) соотношение основных отделов водорослей по числу видовых и внутривидовых таксонов отличалось в зависимости от интенсивности их техногенной эксплуатации. Так в 1991-92 гг., в период интенсивной техногенной эксплуатации, в оз. Отстойник альгофлору можно было охарактеризовать как зелено-синезеленую, в оз. Шламонакопительное – как синезелено-диатомовую с заметным участием криптофитовых и зеленых водорослей. После 1994-96 гг. сброс отходов в водоемы был практически полностью прекращен, и в альгофлоре этих водоемов начали происходить важные структурные изменения. На фоне увеличения ее общего видового богатства снижалась доля синезеленых и зеленых водорослей, вклад диатомовых водорослей, напротив, возрастал.

К 2001 г. альгофлора планктона в каждом из этих водоемов характеризовалась уже как зелено-синезеленая с заметным участием диатомовых водорослей. Вместе с тем, в водоемах существенно увеличилось число видов, разновидностей и форм тех отделов водорослей, представители которых способны к миксотрофному типу питания (криптофитовые, динофитовые, эвгленовые). Такие организмы могут питаться как осмотрофно, так и голозойно. Вероятно, что с прекращением интенсивной промышленной эксплуатации водоемов, в них стали активно развиваться деструктивные процессы. В результате в «техногенных» водоемах стало появляться органическое вещество, доступное для питания миксотрофов, а также возросло число бактерий, которые так же являются пищей для них (Копылов, 2011).

Видовое богатство альгофлоры планктона «природных» водоемов было стабильно значительно выше, чем в «техногенных» озерах, независимо от периода исследования. Максимальное число видов, разновидностей и форм водорослей отмечалось в оз. Б. Васильевское, минимальное – в оз. Шламонакопительное.

Таблица 6

Роль основных отделов водорослей в формировании видового богатства альгофлоры планктона изучаемых водоемов в различные периоды исследования

Водоем	Год	<b>Cyanophyta</b>	<b>Chrysophyta</b>	<b>Bacillariophyta</b>	<b>Xanthophyta</b>	<b>Cryptophyta</b>	<b>Dinophyta</b>	<b>Raphidophyta</b>	<b>Euglenophyta</b>	<b>Chlorophyta</b>	<b>Streptophyta</b>	Всего
оз. Б. Васильевское	1991-92	46/15*	9/3	70/23	5/2	12/4	10/3	0/0	32/11	102/34	14/5	300
	2001	46/16	8/3	62/22	4/1	12/4	10/3	0/0	27/9	106/37	12/4	287
	2013-14	50/16	9/3	65/21	3/1	13/4	8/3	0/0	32/10	126/40	10/3	316
	Общее	62/16	12/3	74/20	7/2	15/4	12/3	0/0	43/11	139/40	12/3	376
оз. Прудовиков	1991-92	44/16	5/2	59/22	4/1	11/4	10/4	0/0	29/11	95/35	12/4	269
	2001	45/16	5/2	54/19	4/1	14/5	11/4	0/0	30/11	109/39	11/4	283
	2013-14	48/15	7/2	69/22	4/1	14/4	15/5	1/0	34/11	110/34	18/6	320
	Общее	49/13	9/2	79/22	6/2	15/4	17/5	1/0	42/11	127/34	27/7	372
оз. Восьмерка	1991-92	41/19	2/1	53/25	3/1	11/5	10/5	0/0	10/5	74/34	12/5	219
	2001	41/18	5/2	54/23	3/1	11/5	8/3	1/<1	20/9	76/33	11/5	230
	2013-14	43/18	8/3	54/23	2/1	11/5	8/3	1/<1	20/8	78/33	13/5	238
	Общее	48/16	8/3	80/27	4/1	12/4	10/3	1/<1	21/7	96/32	18/6	298
оз. Отстойник	1991-92	16/35	0/0	4/9	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	24/53	2/4	46
	2001	19/26	0/0	15/21	0/0	3/4	6/8	0/0	1/1	26/36	2/3	72
	2014	32/25	0/0	19/15	0/0	6/5	9/7	1/1	4/3	48/38	5/6	126
	Общее	36/25	0/0	21/14	0/0	6/4	9/6	1/1	4/3	60/41	9/6	146
оз. Шламонакопительное	1991-92	9/29	0/0	7/23	0/0	6/19	0/0	0/0	2/6	6/19	1/3	31
	2001	15/21	0/0	14/20	0/0	8/11	3/4	0/0	4/6	21/30	6/8	71
	Общее	16/21	0/0	15/20	0/0	8/11	3/4	0/0	5/7	23/30	6/8	76

\*над чертой – число таксонов рангом ниже рода, под чертой –% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов водорослей.

При оценке таксономической структуры альгофлоры планктона основное внимание было уделено роли в ее формировании порядков, семейств и родов.

В число 10 «ведущих» по видовому богатству порядков вошли: Chlorococcales, Raphales, Euglenales, Chroococcales, Desmidiaceae, Oscillatoriales, Nostocales, Araphales, Chlamydomonadales, Cryptomonadales. В них было сосредоточено 84 % от общего числа видов, разновидностей и форм водорослей, зарегистрированных нами в этих озерах. Эти порядки же входили в число «ведущих» в «природных» водоемах, в ранжированном ряду они занимали разные места в зависимости от водного объекта и периода исследования (табл. 7).

В «техногенных» водоемах состав спектров «ведущих» по видовому богатству порядков был невелик в виду невысокого общего числа видовых и внутривидовых таксонов (табл. 8). В оз. Отстойник на протяжении всего периода исследований наиболее богато были представлены порядки Chlorococcales и Oscillatoriales, в оз. Шламонакопительное – Chlorococcales и Cryptomonadales.

Обращает на себя внимание отсутствие в «техногенных» водоемах среди таксономически значимых на протяжении всего периода исследования порядка Euglenales, несмотря на то, что эвглениды предпочитают мелководные, хорошо прогреваемые водоемы (Балашова, 1989). В оз. Шламонакопительное они появились в небольшом количестве в 2001 году. В оз. Отстойник эвглениды практически не встречались вплоть до 2014 года. Возможно, это связано с высокой остаточной концентрацией в воде ряда загрязняющих веществ, которые в начале XX века активно сбрасывались в данные водоемы (Огуречникова, Пименов, 2012; 2015).

Нетипично высокий для водоемов Средней и Нижней Волги ранг порядка Cryptomonadales в оз. Шламонакопительное можно связать с особенностями их экологии. Пресноводные виды криптомонад, во-первых, предпочитают водоемы со стоячей водой, а во-вторых, они очень устойчивы к загрязнению и могут в массе развиваться в сточных водах, являясь индикаторами органического загрязнения (Балашова, 1989). Отсутствие криптофитовых водорослей в оз. Отстойник, вероятно, было связано с чувствительностью этих организмов к ка-

пролактам, поступавшему в водоем в составе сбросов азотно-тукового производства (Огуречникова, Пименов, 2012).

Таблица 7

Спектр «ведущих» по видовому богатству порядков альгофлоры  
«природных» водоемов в различные периоды исследования

Порядок	Б. Васильевское			оз. Прудовиков			оз. Восьмерка		
	1*	2	3	1	2	3	1	2	3
<b>Chlorococcales</b>	1/84**	1/85	1/102	1/76	1/90	1/89	1/58	1/58	1/60
<b>Raphales</b>	2/45	2/38	2/39	2/36	2/32	2/46	2/37	2/32	2/32
<b>Euglenales</b>	3/32	3/27	3/32	3/29	3/30	3/34	8/10	3/30	3/20
<b>Chroococcales</b>	4/18	4/19	4/21	4/17	4/18	5/16	3/16	5/14	5/15
<b>Oscillatoriales</b>	5/17	5/15	5/16	5/16	5/15	4/18	4/15	4/17	4/16
<b>Desmidiiales</b>	6/14	8/12	8/10	6/12	8/11	4/18	5/12	6/11	6/13
<b>Nostocales</b>	8/11	7/12	7/13	7/11	7/12	6/14	8/10	7/10	7/12
<b>Araphales</b>	7/12	6/13	6/14	6/12	8/11	7/11	6/11	7/10	9/10
<b>Chlamydomonadales</b>	9/10	6/13	6/14	7/11	7/12	6/14	8/10	6/11	8/11
<b>Cryptomonadales</b>	7/12	7/12	7/13	7/11	6/14	6/14	7/11	6/11	8/11

\*1– 1991-92 гг., 2 – 2001 г., 3 – 2013-14 гг. \*\*Над чертой – место порядка в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов.

Таблица 8

Спектр «ведущих» по видовому богатству порядков альгофлоры  
«техногенных» водоемов в различные периоды исследования

Год/водоем	оз. Отстойник		оз. Шламонакопительное	
<b>1991-92 гг.</b>	Chlorococcales	1/23*	Cryptomonadales	1/6
	Oscillatoriales	2/7	Chlorococcales	2/5
	Chroococcales	3/6	Chroococcales	3/4
	Raphales	4/4	Raphales	3/4
			Oscillatoriales	4/3
<b>2001 г.</b>	Chlorococcales	1/23	Chlorococcales	1/15
	Oscillatoriales	2/10	Cryptomonadales	2/8
	Raphales	3/7	Raphales	3/7
	Nostocales	4/5	Chroococcales	4/6
			Desmidiiales	4/6
<b>2013-14 гг.</b>	Chlorococcales	1/39	пересохло	
	Oscillatoriales	2/14		
	Raphales	3/10		
	Chroococcales	4/9		
	Nostocales	4/9		

\*Над чертой – место порядка в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов.

Можно предположить, что именно поэтому в оз. Шламонакопительное, где данного вещества в составе сточных вод не было, порядок Cryptomonadales характеризовался высокой таксономической значимостью, а в оз. Отстойник его представители впервые были зарегистрированы в 2001 г., и в состав спектра «ведущих» этот порядок так и не вошел (Кривина, Тарасова, 2017).

Б. А. Юрцев (1982) в работах по флоре сосудистых растений установил закономерность: 10 семейств всегда представляют как минимум 50% от общего таксономического списка. Для флоры водорослей принято считать, что те таксономические группы, составляющих 50% и более от списка видов водорослей, отражают «лицо» альгофлоры, т.е. показывают, какие именно таксоны нашли оптимум своего развития в данных условиях (Протисты и бактерии..., 2009).

Исходя из общего списка видов, разновидностей и форм всех изученных водоемов таких семейств 12: Euglenaceae, Scenedesmaceae, Naviculaceae, Chlorellaceae, Desmidiaceae, Nitzschiaceae, Cryptomonadaceae, Pseudanabaenaceae, Oocystaceae, Chlamydomonadaceae, Fragilariaceae и Anabaenaceae. В их состав входят 60 % таксонов водорослей рангом ниже рода. В группе «природных» водоемов состав спектров «ведущих» семейств был одинаков, но ранговая значимость варьировала в зависимости от водоема и периода исследования (табл. 9).

Спектр семейств, «ведущих» по количеству таксонов рангом ниже рода, для альгофлоры планктона «техногенных» озер представлен в табл. 10. После прекращения их эксплуатации отмечалось как общее увеличение семейств, являющих собой «лицо» альгофлоры этих водоемов, так и возрастание видовой насыщенности внутри них. Это позволяет предположить, что в данных водоемах трансформация структуры экосистемы была позитивной (Колмар, 2006). От 1991 г. к 2014 г. произошло увеличение сходства качественного состава спектров «ведущих» семейств «техногенных» водоемов с «природными» озерами: для оз. Отстойник – с 47 % до 87%, для оз. Шламонакопительное - с 53% до 80%. Можно предположить, что после исчезновения мощного техногенного

загрязнения, экосистемы этих озер стали изменяться в сторону экотипа, характерного для данного региона (Кривина, Тарасова, 2017).

Таблица 9

Спектр «ведущих» семейств альгофлоры планктона  
«природных» водоемов в различные периоды исследования

Семейства	оз. Б. Васильевское			оз. Прудовиков			оз. Восьмерка		
	1*	2	3	1	2	3	1	2	3
<b>Euglenaceae</b>	1/32**	1/27	2/32	1/29	2/30	1/34	5/10	1/20	1/20
<b>Scenedesmaceae</b>	2/29	1/27	1/37	2/25	1/31	2/31	1/20	1/20	2/19
<b>Naviculaceae</b>	4/19	3/17	4/18	4/16	5/12	4/17	2/18	3/13	5/11
<b>Chlorellaceae</b>	3/23	2/22	3/23	3/24	3/25	3/24	3/15	2/18	3/19
<b>Cryptomonadaceae</b>	6/12	4/12	5/13	6/11	4/14	6/14	4/11	5/11	5/11
<b>Pseudanabaenaceae</b>	7/11	5/11	5/13	5/12	6/10	8/12	4/11	4/12	4/12
<b>Desmidiaceae</b>	8/10	8/8	7/9	7/10	8/8	5/16	6/8	7/8	6/10
<b>Nitzschiaceae</b>	5/13	7/9	7/9	8/9	6/10	7/13	6/8	6/9	7/9
<b>Oocystaceae</b>	6/12	6/9	5/13	6/11	5/12	8/12	6/8	9/6	8/8
<b>Chlamydomonadaceae</b>	8/10	5/11	5/13	8/9	6/10	8/12	6/8	6/9	6/10
<b>Fragilariaceae</b>	8/10	6/10	6/10	8/9	7/9	10/8	7/7	8/7	8/8
<b>Anabaenaceae</b>	9/8	7/9	7/9	9/7	8/8	9/10	8/5	9/6	8/8

\*1– 1991-92 гг., 2 – 2001 г., 3 – 2013-14 гг. \*\* Над чертой – место семейства в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов

Таблица 10

Спектр «ведущих» по видовому богатству семейств альгофлоры  
«техногенных» водоемов в различные периоды исследования

Год/водоем	оз. Отстойник		оз. Шламоаккумуляторное	
1	2		3	
1991-92 гг.	Chlorellaceae	1/11*	Cryptomonadaceae	1/6
	Pseudanabaenaceae	2/5	Pseudanabaenaceae	2/3
	Scenedesmaceae	2/5	Nitzschiaceae	2/3
	Merismopediaceae	3/3	Microcystaceae	3/2
	Oocystaceae	3/3	Stephanodiscaceae	3/2
			Euglenaceae	3/2
			Chlorellaceae	3/2
2001 г.	Scenedesmaceae	1/10	Cryptomonadaceae	1/8
	Pseudanabaenaceae	2/9	Scenedesmaceae	2/6
	Chlorellaceae	3/8	Pseudanabaenaceae	3/4



## Продолжение таблицы 10

1	2		3	
	Anabaenaceae	4/4	Anabaenaceae	3/4
	Fragilariaceae	4/4	Nitzschiaceae	3/4
	Peridiniaceae	4/4	Euglenaceae	3/4
			Chlamydomonadaceae	3/4
			Desmidiaceae	3/4
2014 г.	Scenedesmaceae	1/17	-----	
	Pseudanabaenaceae	2/11		
	Chlorellaceae	3/8		
	Anabaenaceae	4/6		
	Cryptomonadaceae	4/6		
	Desmidiaceae	4/6		
	Nitzschiaceae	5/5		
	Peridiniaceae	5/5		
	Chlamydomonadaceae	5/5		
	Euglenaceae	6/4		
	Oocystaceae	6/4		

\* Над чертой – место семейства в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов.

В большинстве исследованных водоемов к родам водорослей, с высокой таксономической значимостью в ранжированном ряду, относились: *Navicula* (29 таксонов рангом ниже рода), *Scenedesmus* (26), *Euglena* (19), *Cosmarium* (16), *Nitzschia* (15), *Trachelomonas* (14), *Fragilaria* (11), *Cryptomonas* (11), *Phacus* (11), *Anabaena* (10), *Chlamydomonas* (9), *Monoraphidium* (8) (табл. 11; 12). В общей сложности в их состав входило более 40% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов водорослей.

Высокие ранги в каждый период исследования родов *Navicula* и *Scenedesmus* могли быть связаны с высокой концентрации биогенных элементов. Изучаемые озера – мелководные, хорошо прогреваемые, с большим содержанием органики, это, видимо, способствовало тому, что на 3-4 позиции по видовому богатству в них находился р. *Euglena*. Однако его таксономическая значимость в изученных водоемах была все же ниже, чем для многих водоемов Средней и Нижней Волги (Фитопланктон Нижней Волги..., 2003; Яценко-Степанова и др., 2005; Протисты и бактерии..., 2009; Корнева, 2010; 2015).

Спектр «ведущих» родов альгофлоры планктона  
«природных» водоемов в различные периоды исследования

Род	оз. Б. Васильевское			оз. Прудовиков			оз. Восьмерка		
	1*	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Navicula</i>	1/19**	1/17	2/17	1/15	3/12	2/16	1/17	1/13	2/11
<i>Scenedesmus</i>	2/17	2/16	1/22	2/14	1/18	1/19	2/11	1/13	1/14
<i>Euglena</i>	3/12	3/12	3/13	3/11	2/13	3/14	--	4/7	4/8
<i>Cosmarium</i>	6/8	8/6	8/6	7/7	--	4/12	6/5	6/5	5/7
<i>Nitzschia</i>	3/12	6/8	6/8	6/8	5/9	4/12	4/7	2/9	4/8
<i>Trachelomonas</i>	4/10	--	7/7	4/10	5/9	6/8	--	4/7	5/7
<i>Fragilaria</i>	5/9	5/9	4/10	5/9	5/9	6/8	4/7	4/7	4/8
<i>Cryptomonas</i>	5/9	4/12	5/9	5/9	4/10	5/10	3/9	3/8	3/9
<i>Phacus</i>	8/6	--	8/6	--	--	--	--	--	--
<i>Anabaena</i>	--	7/7	8/6	8/5	--	7/7	--	--	7/5
<i>Chlamydomonas</i>	7/7	7/7	5/9	8/5	8/6	7/7	--	5/6	6/6
<i>Monoraphidium</i>	7/7	7/7	7/7	7/7	7/7	6/8	5/6	5/6	6/6
<i>Aphanozomenon</i>	--	--	--	--	--	--	6/5	--	--
<i>Cyclotella</i>	--	--	--	8/5	--	--	6/5	6/5	7/5

\*1 – 1991-92 гг., 2 – 2001 г., 3 – 2013-14 гг. \*\*Над чертой – ранговое место рода в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов

Таблица 12

Спектр «ведущих» по видовому богатству родов альгофлоры  
«техногенных» водоемов в различные периоды исследования

Год/водоем	оз. Отстойник		оз. Шламонакопительное	
<b>1991-92</b>	<i>Monoraphidium</i>	5/11*	<i>Nitzschia</i>	3/10
			<i>Cryptomonas</i>	3/10
<b>2001</b>	<i>Scenedesmus</i>	6/8	<i>Cryptomonas</i>	5/7
	<i>Monoraphidium</i>	5/7	<i>Nitzschia</i>	4/6
	<i>Fragilaria</i>	4/6	<i>Scenedesmus</i>	4/6
	<i>Anabaenopsis</i>	3/4	<i>Cosmarium</i>	4/6
	<i>Nitzschia</i>	3/4	<i>Anabaena</i>	3/4
			<i>Navicula</i>	3/4
<i>Monoraphidium</i>			3/4	
<b>2014</b>	<i>Scenedesmus</i>	13/10	-----	
	<i>Nitzschia</i>	5/4		
	<i>Cryptomonas</i>	5/4		
	<i>Monoraphidium</i>	4/3		
	<i>Cosmarium</i>	4/3		
	<i>Microcystis</i>	3/2		
	<i>Anabaena</i>	3/2		
	<i>Aphanozomenon</i>	3/2		

\* Над чертой – ранговое место рода в ранжированном ряду, под чертой – видовых и внутривидовых таксонов.

По сравнению с «техногенными» водоемами, «природные» озера характеризовались более высокой родовой насыщенностью. В оз. Отстойник и Шламонакопительное на начальном этапе исследования доля моно- и дитипических родов составляла более 90%.

Расширение спектра наиболее таксономически значимых родов, включение в его состав представителей новых отделов водорослей и увеличение политипичности таксономической структуры – признаки, свидетельствующие об улучшении экологического состояния «техногенных» водоемов, что, вероятно, связано с прекращением техногенного воздействия со второй половины 90-х гг. XX века (Колмар, 2006).

Ранговая оценка разнообразия таксономической структуры альгофлоры исследованных водоемов по совокупности параметров, приведенных в табл. 13, совпадает с оценкой по общему видовому богатству водорослей. Наиболее сложной таксономической структурой была в оз. Б. Васильевское, наименее – в оз. Шламонакопительное.

Применение флористических коэффициентов (Шмидт, 1980; 1984), показало, что под влиянием антропогенных факторов наблюдается уменьшение родовой насыщенности, числа внутривидовых таксонов, и др. (табл. 14). В изученных водоемах отмечались низкие значения родовой насыщенности (отношение числа видов к числу родов): показатели варьировали в диапазоне 1,48 до 2,72. Их минимальные значения были отмечены для альгофлоры оз. Шламонакопительное, максимальные – для оз. Прудовиков. Отличительными чертами фитопланктона озёр являлась незначительная доля внутривидовых таксонов в альгофлорах водоёмов (значения внутривидовой насыщенности изменялись от 0,01 до 0,09) и преобладание в альгофлоре планктона моно- и дитипических родов (более 40%). Все это позволило охарактеризовать условия существования в данных экосистемах как жесткие, с явно выраженными процессами антропогенного эвтрофирования (Охапкин, 1997; 1999; Трифонова, 1990; Павлова, 1996; 2002; Палагушкина, Рафикова, 1996; Старцева, Охапкин, 2003; Старцева и др., 2011; Varinova, 2011; Varinova et al., 2015).

Таксономическая структура альгофлоры планктона Васильевских озер в различные периоды исследования

Водоем	Год	Число/ранг							Средний ранг
		классов	порядков	семейств	родов	видов	внутривидовых таксонов	видовых и внутривидовых таксонов	
оз. Б. Васильевское	1991-92	14/2	23/1,5	51/1	109/1	275/1	25/1	300/1	1,21
	2001	14/2,5	21/3	48/3	108/1	269/1,5	18/1	287/2	2,14
	2013-14	14/3	22/3	51/2	115/1	298/1	18/2	316/2	2,00
	Общее	14/3	23/3	54/1	129/1	351/1	25/2	376/1	1,71
оз. Прудовиков	1991-92	14/2	23/1,5	48/3	107/2	259/2	10/2	269/2	2,07
	2001	14/2,5	22/2	49/2	104/2	269/1,5	14/2	283/1	1,86
	2013-14	15/1,5	23/1,5	53/1	109/2	297/2	23/1	320/1	1,43
	Общее	15/1,5	23/3	53/2	119/2	345/2	27/1	372/2	1,93
оз. Восьмерка	1991-92	14/2	21/3	49/2	95/3	214/3	5/3	219/3	2,71
	2001	15/1	23/1	50/1	101/3	220/3	10/3	230/3	2,14
	2013-14	15/1,5	23/1,5	50/3	101/3	231/3	7/3	238/3	2,57
	Общее	15/1,5	23/3	52/3	112/3	286/3	12/3	298/3	2,79
оз. Отстойник	1991-92	7/5	9/5	19/4	19/4	45/4	1/4,5	46/4	4,36
	2001	10/5	16/4	26/5	47/4	71/4	1/5	72/4	4,43
	2014	12/4	18/4	38/4	69/4	124/4	2/5	126/4	4,14
	Общее	12/4	18/4	39/4	75/4	144/4	2/5	146/4	4,14
оз. Шламонако-пительное	1991-92	9/4	11/4	18/5	18/5	30/5	1/4,5	31/5	4,64
	2001	11/4	15/5	29/4	46/5	68/5	3/4	71/5	4,57
	Общее	11/5	15/5	29/5	46/5	73/5	3/4	76/5	4,86

Насыщенность основных таксономических единиц альгофлоры планктона изучаемых водоемов в различные периоды исследования

	Год	число семейств/число порядков	число родов/число семейств	число видов/число родов	число внутривидовых таксонов/ число видов
оз. Б. Васильевское	1991-92	2,22	2,14	2,52	0,09
	2001	2,29	2,25	2,49	0,07
	2013-14	2,32	2,25	2,59	0,06
	Общее	2,35	2,39	2,72	0,07
оз. Прудовиков	1991-92	2,09	2,23	2,42	0,04
	2001	2,23	2,12	2,59	0,05
	2013-14	2,30	2,06	2,72	0,08
	Общее	2,30	2,25	2,90	0,08
оз. Восьмерка	1991-92	2,33	1,94	2,25	0,02
	2001	2,17	2,02	2,18	0,05
	2013-14	2,17	2,02	2,29	0,03
	Общее	2,26	2,15	2,55	0,04
оз. Отстойник	1991-92	2,11	1,00	1,51	0,02
	2001	1,63	1,81	1,51	0,01
	2014	2,11	1,82	1,80	0,02
	Общее	2,17	1,92	1,92	0,01
оз. Шламонакопительное	1991-92	1,64	1,00	1,67	0,03
	2001	1,93	1,59	1,48	0,04

Таким образом, таксономический состав альгофлоры планктона Васильевских озер отличался достаточно высоким флористическим богатством: всего за период исследования нами был зарегистрирован 451 таксон водорослей рангом ниже рода из 15 классов, 23 порядков, 59 семейств, 136 родов. Наибольшим видовым богатством характеризовалась альгофлора «природных» водоемов, наименьшим – «техногенных».

Как и в основной массе пресноводных водоемов умеренной зоны, наибольшим видовым богатством отличались зеленые водоросли, которые включали в себя 32 % от общего числа видов, разновидностей и форм водорослей, затем следовали диатомовые (22%), синезеленые (цианопрокариоты) (15%) и эвгленовые (12%), доля представителей других отделов не превышала 10%.

В группе «природных» водоемов во все периоды исследования таксономическая структура альгофлоры планктона на уровне отделов и порядков оставалась постоянной. В группе «техногенных» озер она значительно изменилась после прекращения промышленной эксплуатации.

Состав спектров «ведущих» по числу видовых и внутривидовых таксонов порядков, семейств и родов водорослей в группе «природных» водоемов был устойчив во времени. Изменения касались лишь рангов отдельных таксонов. В группе «техногенных» водоемов отмечалась тенденция к расширению состава комплекса наиболее значимых таксонов водорослей различного ранга и изменение характера таксономической структуры альгофлоры планктона в сторону политипичности, что свидетельствовало об улучшении их экологического состояния.

#### **4.2. Кластерный анализ таксономического состава альгофлоры планктона изучаемых водоемов на различных этапах исследования**

Коэффициенты флористической общности Серенсена ( $K_s$ ), рассчитанные для альгофлоры отдельных озер в различные периоды исследования, варьировали в широком диапазоне (от 22 до 84 %).

При кластерном анализе данных видового состава альгофлоры в пакете программ Statistica 8.0 методом Варда было выявлено 2 группы озер (рис.2): I – «природные» водоемы (оз. Б. Васильевское, оз. Прудовиков, оз. Восьмерка); II – «техногенные» водоемы (оз. Отстойник, оз. Шламонакопительное) (рис. 2), что подтверждает правильность выбранной нами классификации.

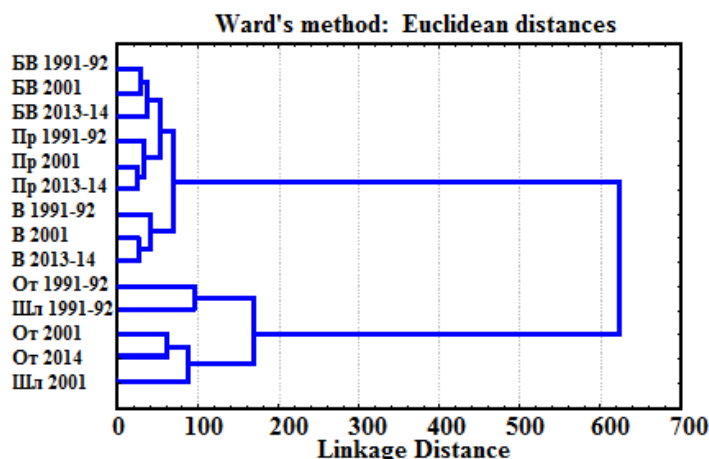


Рис 2. Дендрограмма флористического различия альгофлоры водоемов. Обозначения: БВ – оз. Б. Васильевское, Пр. – оз. Прудовиков, В – оз. Восьмерка, От – оз. Отстойник, Шл – оз. Шламонакопительное.

В кластере «природные» водоемы изменения произошедшие в таксономическом составе альгофлор были наименьшими ( $K_s > 70\%$ ). Кластер «техногенные» озера был достаточно разнороден ( $K_s = 22-71\%$ ). Примечательно, что внутри этого кластера водоемы разделяются на группы, соответствующие временным рамкам до и после прекращения техногенной эксплуатации. Исходя из значений  $K_s$ , таксономический состав «техногенных» водоемов после прекращения техногенной эксплуатации стал ближе к «природным» ( $K_s = 25\%$  1991-92 гг.;  $K_s = 56\%$  в 2014 г.).

Таким образом, проведенный кластерный анализ по видовому составу альгофлоры планктона позволил выделить две группы водоемов («природные» и «техногенные»), что подтвердило правильность выбранной нами классификации. После прекращения техногенной эксплуатации таксономический состав «техногенных» водоемов с течением времени стал водоемов ближе к типу, характерному для данного региона.

### **4.3. Эколого-географический анализ альгофлоры планктона исследуемых водоемов**

Эколого-географический анализ альгофлоры планктона изучаемых водоемов показал, что зарегистрированные в них водоросли по отношению к местообитанию в основном представлены планктонными организмами 56% видовых и внутривидовых таксонов водорослей, для которых известно их местообитание (рис. 3). Также была заметна доля бентосных (14%), планктонно-бентосных (14%) и литоральных форм (12%).

В «природных» водоемах это соотношение сохраняется.

В «техногенных» водоемах также преобладали планктонные формы (63-74%). В оз. Отстойник также было значимое количество представителей планктонно-бентосной группировки (11-22%). На долю бентосных и литоральных форм приходилось 6-8%, что несколько ниже, чем в «природных» водоемах. В оз. Шламонакопительное доля литоральных форм водорослей (12-14%) стабильно значима.

подавляющее большинство зарегистрированных нами таксонов водорослей рангом ниже рода имело широкое географическое распространение (на долю видов-космополитов приходилось от 93% водорослей). Столь высокое значение космополитных форм водорослей было отмечено как «природных», так и «техногенных» водоемов.

По отношению к солености воды в большинстве исследованных водоемах основная масса встреченных водорослей была индифферентна – более 75% от общего числа видов водорослей, для которых известно отношение к данному показателю. Доля галофилов была заметной и составляла около 12%. Типичные обитатели пресноводных водоемов (галофобы и олигогалофы) составляли 11%. Подобное соотношение было характерно для большинства изучаемых водоемов. Только в оз. Отстойник наблюдалось увеличение значения вклада галофилов почти в 2 раза: с 5 до 13%.

По отношению к кислотности среды (рН) в водоемах стабильно преобладали индифферентные формы: 54% от общего числа видов, разновидностей и



форм водорослей, для которых известно их отношение к рН. Заметна и доля водорослей, обитателей щелочных вод – алкалифилов и алкалибионтов (38%). Это же было характерно для «природных» водоемов. В «техногенных» водоемах в период высокой промышленной нагрузки преобладали алкалифилы и алкалибионты (50–59%), что было связано с дополнительным ощелачиванием вод производственными отходами. Доля индифферентных форм также была заметна (30 до 48%). В оз. Отстойник, после прекращения техногенного воздействия соотношение изменилось: доля индифферентов возросла до 55%, алкалифилов и алкалибионтов уменьшилась до 37%.

Из 451 зарегистрированных нами вида, разновидностей и формы водорослей 64% являются видами-индикаторами различной степени органического загрязнения водоемов (рис. 4). Основная часть (51% водорослей-сапробионтов) – это виды-индикаторы низкой степени органического загрязнения (от  $\chi$ -о до  $\alpha$ -мезосапробной зон), средней степени органического загрязнения ( $\beta$ -мезосапробы) – 36%, высокой степени содержания органического вещества (от  $\beta$ - $\alpha$  до  $\rho$ -сапробной зон) – 13% от общего числа видов водорослей-индикаторов сапробности. Такое соотношение водорослей-сапробионтов характерно для всех исследованных водоемов.

Как показал эколого-географический анализ, основная часть зарегистрированных организмов во всех водоемах в различные периоды исследования в зависимости от места обитания представлена планктонными организмами; по распространению – космополитами; по отношению к солености – индифферентами; по отношению к рН среды – индифферентными и алкалофильными формами. Среди видов-индикаторов содержания органического вещества выявлено присутствие большого процента видов индикаторов низкой и средней степени органического загрязнения.

## по местообитанию

А)

оз. Б. Васильевское

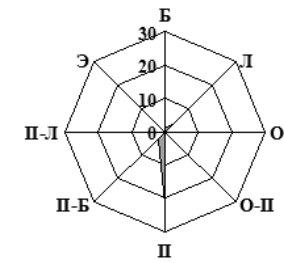
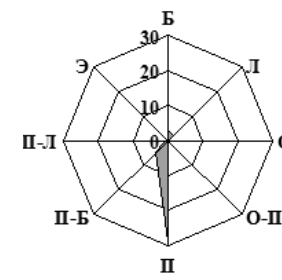
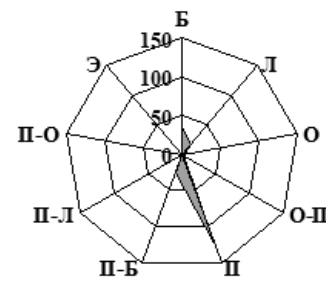
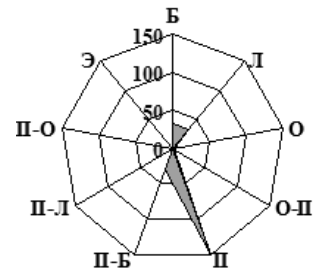
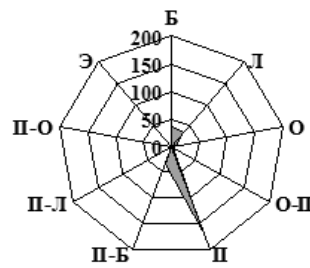
оз. Прудовиков

оз. Восьмерка

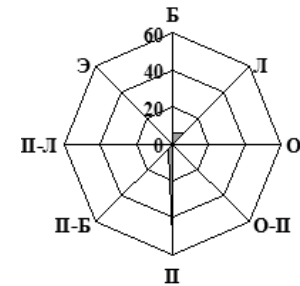
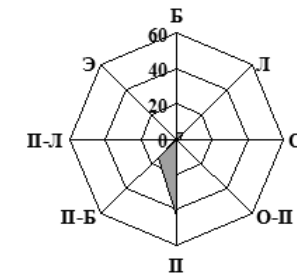
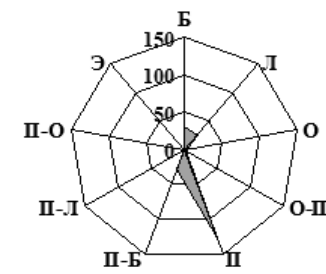
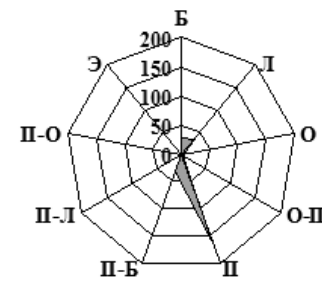
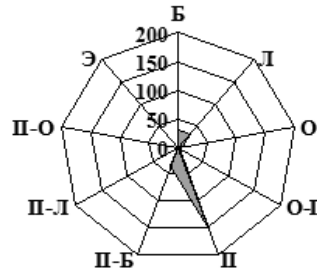
оз. Отстойник

оз. Шламонакопительное

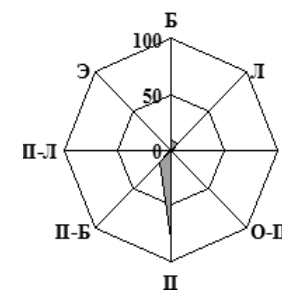
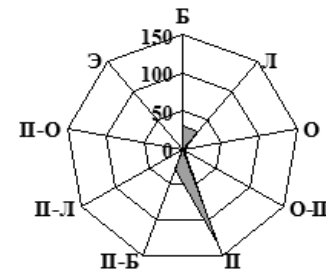
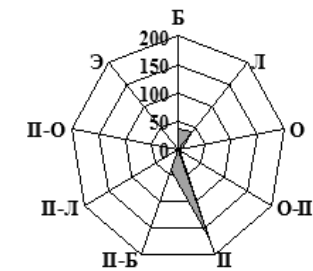
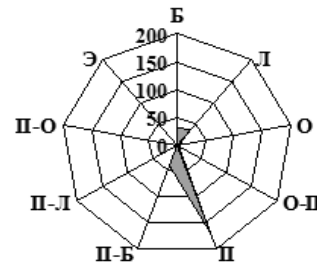
1991-92 гг.



2001 г.



2013-14 гг.



-----

Обозначения: П – планктонный, Л – литоральный, О – обрастатель, Э – эпибионт.

## по распространению

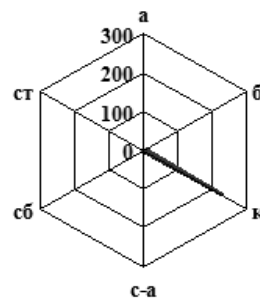
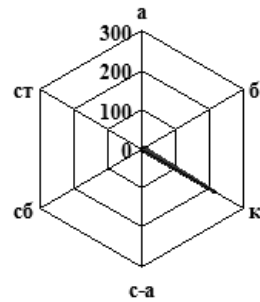
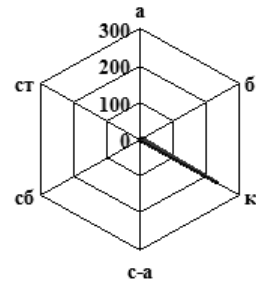
Б)

1991-92 гг.

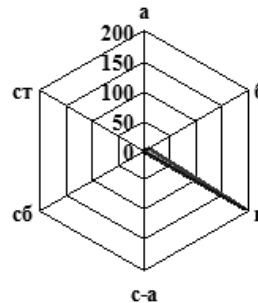
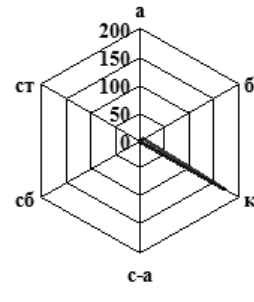
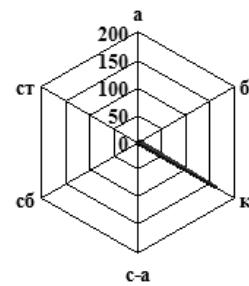
2001 г.

2013-14 гг.

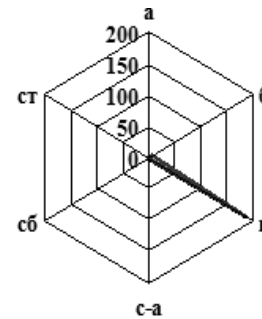
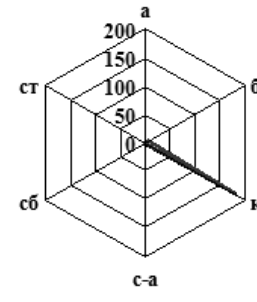
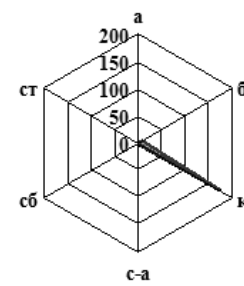
оз. Б. Васильевское



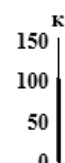
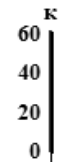
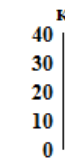
оз. Прудовиков



оз. Восьмерка



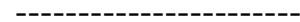
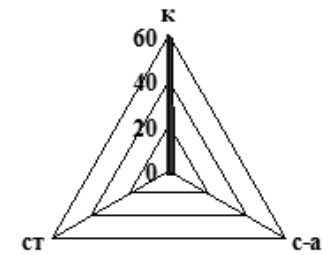
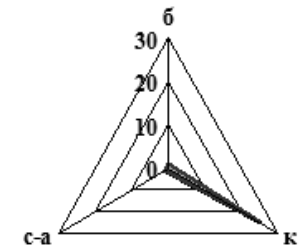
оз. Отстойник



ст

ст

оз. Шламонакопительное



Обозначения: а – альпийский, б – бореальный, к – космополит, с-а – северо-альпийский, сб – суббореальный, ст – субтропический

## ПО ОТНОШЕНИЮ К СОЛЕННОСТИ

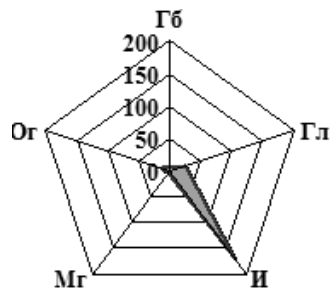
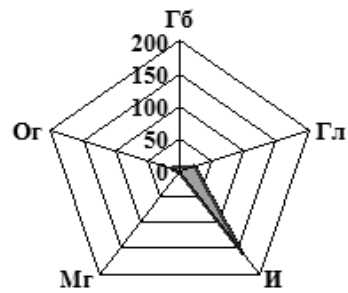
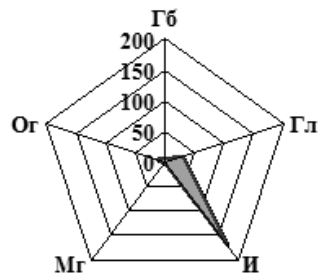
В)

1991-92 гг.

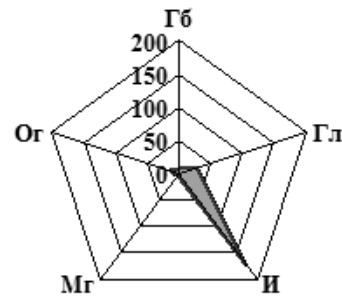
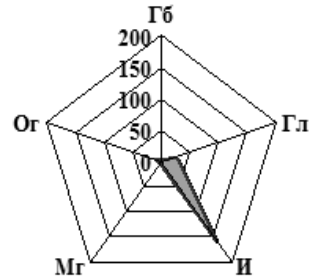
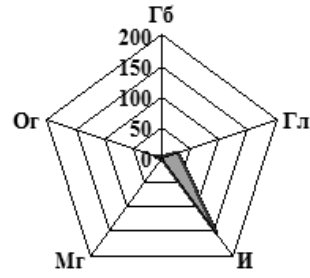
2001 г.

2013-14 гг.

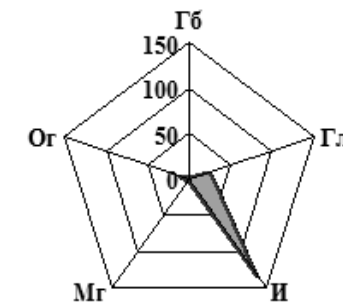
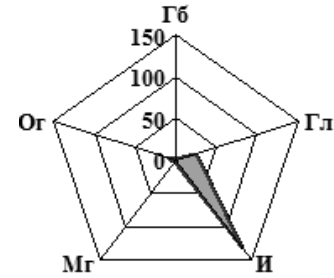
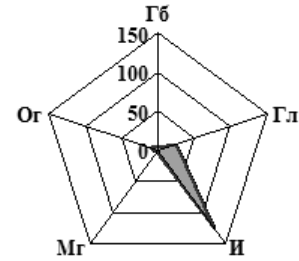
оз. Б. Васильевское



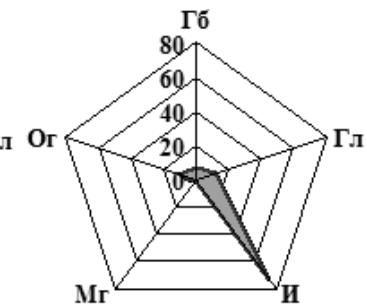
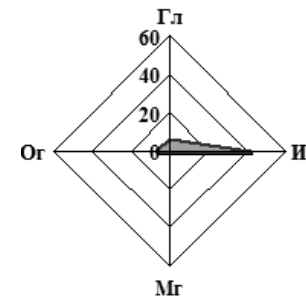
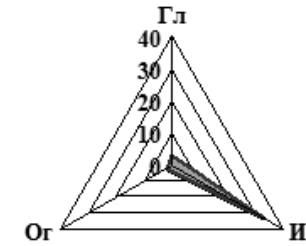
оз. Прудовиков



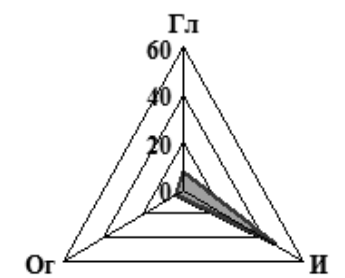
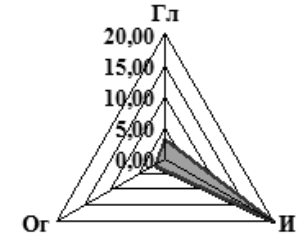
оз. Восьмерка



оз. Отстойник

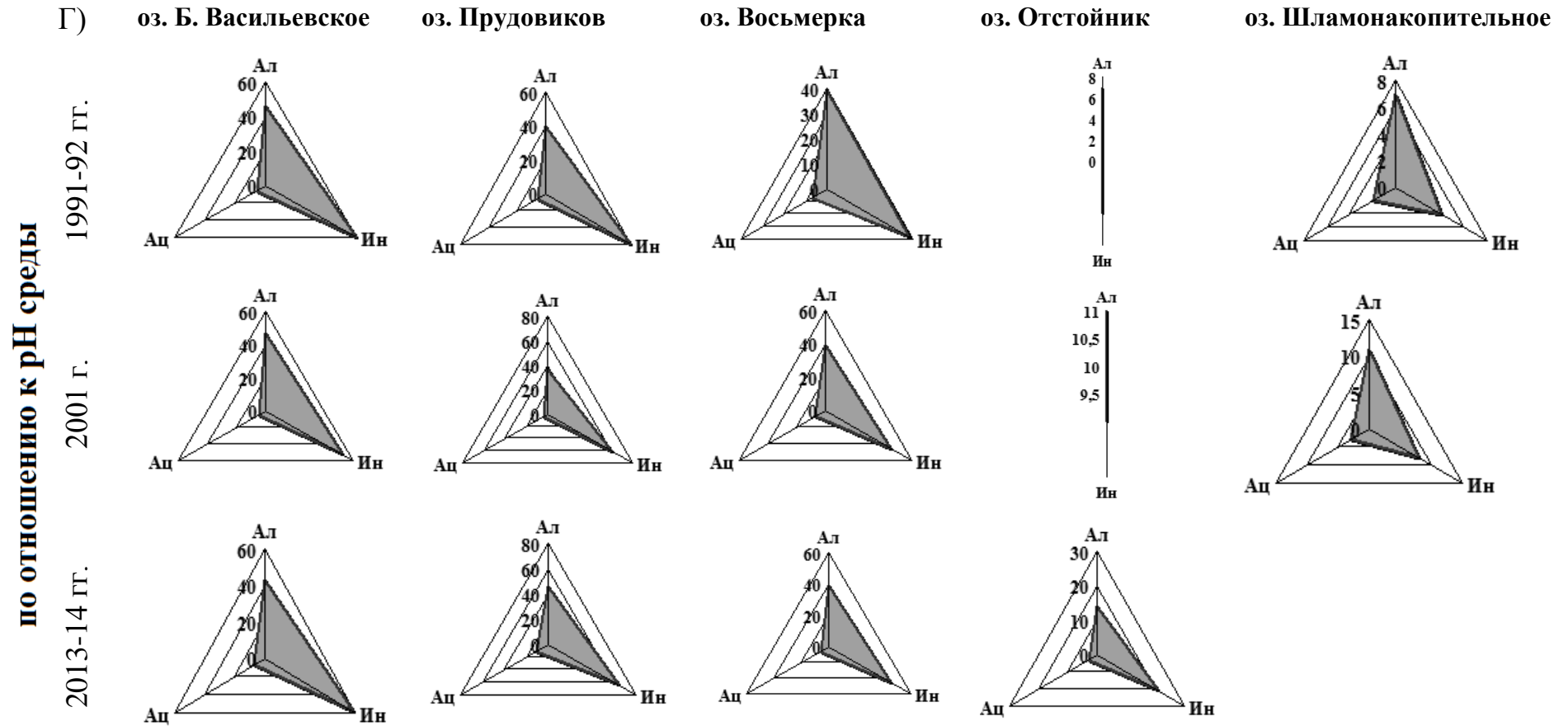


оз. Шламонакопительное



-----

Обозначения: Гб – галофоб, Гл – Галофил, И – индифферент, Мг – мезогалоб, Ог – олигогалоб



Обозначения: Ал – алкалофил + алкалобионт, Ин – индифферент, Ац – ацидофил+ацидобионт.

Рис. 3. Эколого-географический анализ альгофлоры планктона Васильевских озер в различные периоды исследования.

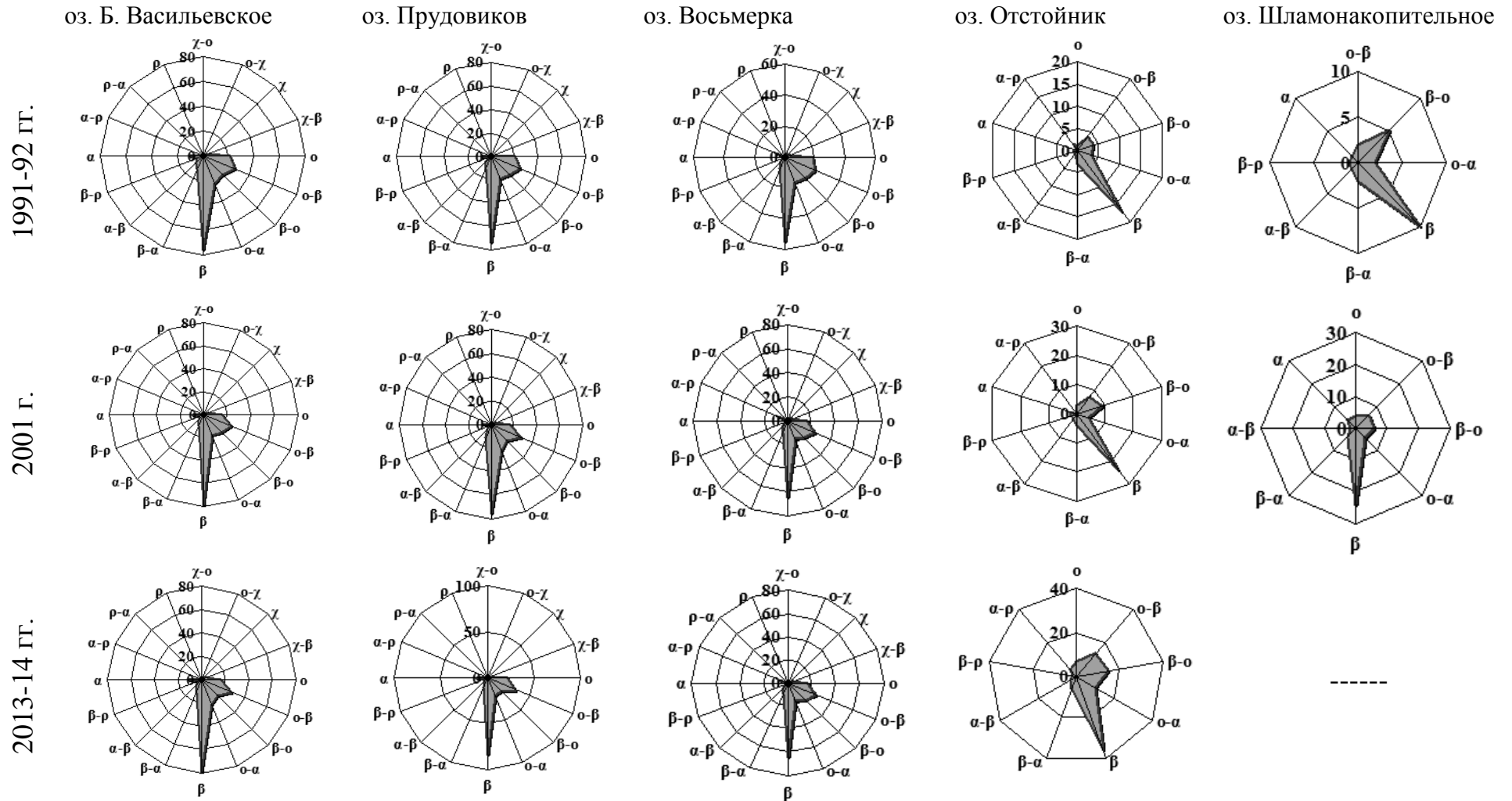


Рис. 4. Количество водорослей-сапробионтов альгофлоры планктона Васильевских озер в различные периоды исследования.

## ГЛАВА 5. СЕЗОННАЯ И МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ КОЛИЧЕСТВЕННОГО РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ИССЛЕДОВАННЫХ ВОДОЕМОВ

Величина показателей количественного развития фитопланктона в любом водном объекте зависит от совокупности различных факторов среды. Согласно исследованиям, к наиболее важным из них относятся морфометрические параметры водоемов, световые и температурные условия, гидрологический режим, гидрохимические параметры, включая обеспеченность биогенными элементами и т.д. (Dillon P. J., Rigler F. H.; 1974; Михеева, 1983; Трифонова, 1990; Мингазова и др., 1996; Бабаназарова, 2003; Nitrogen limitation of..., 2003; Сиделев, Бабаназарова, 2011; и др.).

Многолетняя динамика показателей количественного развития водорослей представлена на рис. 5. Результаты эпизодических наблюдений из анализа были исключены, при его проведении опирались на средние показатели численности и биомассы в течение всего вегетационного периода (с мая по ноябрь).

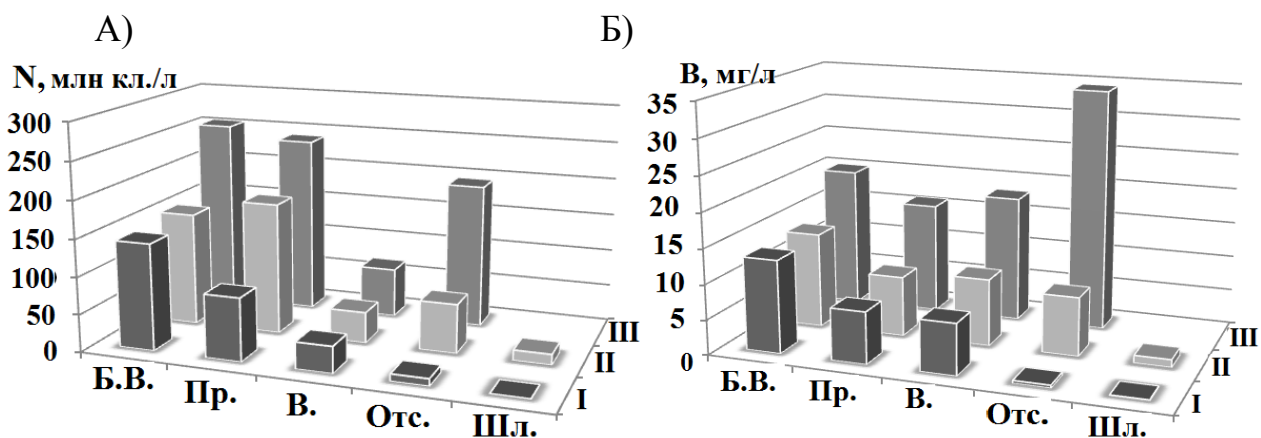


Рис. 5. Многолетняя динамика средних значений численности (А) и биомассы (Б) фитопланктона Васильевских озер в 1991-2014 гг.

Обозначения: Б. В. – оз. Б. Васильевское; Пр. – оз. Прудовиков; В. – оз. Восьмерка; Отс. – оз. Отстойник; Шл. – оз. Шламонакопительное. I – 1991-92 гг., II – 2001 г., III – 2013-14 гг.

Как показали результаты наших исследований, во всех водоемах с течением времени произошло увеличение уровня показателей количественного развития фитопланктона на фоне повышения уровня органического загрязнения, рассчитанного по биомассе фитопланктона. Наиболее интенсивный рост дан-

ных показателей от 90-х гг. XX в. к 10-м гг. XXI в. отмечался в группе «техногенных» водоемов. Так, в оз. Отстойник средние показатели численности возросли практически в 20 раз, биомассы – в 86 раз. В оз. Шламонакопительное средняя численность и биомасса фитопланктона от 1991-92 гг. к 2001 г. увеличились в 37 и 10 раз соответственно.

В группе «природных» водоемов рост показателей количественного развития фитопланктона был не столь интенсивным. Так, в оз. Б. Васильевское средние показатели численности возросли практически в 2 раза, биомассы – в 1,5 раза. В оз. Прудовиков средняя численность и биомасса фитопланктона увеличились в 3 раза и 2 раза соответственно, в оз. Восьмерка – в 2 раза и 2,5 раза соответственно.

Сравнение значения численности и биомассы фитопланктона в первые два периода исследования были максимальны в оз. Б. Васильевское, минимальны – в оз. Шламонакопительное. В 1991-92 гг. численность фитопланктона в оз. Б. Васильевское была выше, чем в оз. Шламонакопительное в 381 раз, биомасса – в 120 раз. В 2001 г. разрыв снижался: численность в оз. Б. Васильевское была выше, чем в оз. Шламонакопительное, в 11 раз, биомасса – в 12 раз.

К 2013 г. оз. Шламонакопительное пересохло. Наибольшие значения средней численности фитопланктона в этот период по-прежнему отмечались в оз. Б. Васильевское, а наименьшие – в оз. Восьмерка. При этом данный показатель в оз. Б. Васильевское был в 4 раза выше, чем в оз. Восьмерка. Максимальные значения средней биомассы отмечались в оз. Отстойник. Минимум были зарегистрирован в оз. Прудовиков (ниже в 2 раза).

К 2014 г. трофический статус всех водоемов, рассчитанный по биомассе фитопланктона, оценивался как гиперэвтрофный (табл.15).

Наиболее детальное изучение сезонной динамики фитопланктона в Васильевских озерах было проведено в поверхностном горизонте открытой пелагической части водоемов. В каждом из озер она имела свои особенности.



## Трофический статус Васильевских озер в различные периоды исследования

Водоем	Период	Трофический статус водоема (по ср. за период наблюдения биомассе)
оз. Б. Васильевское	1991-92 гг.	гиперэвтрофный
	2001 г.	гиперэвтрофный
	2013-14 гг.	гиперэвтрофный
оз. Прудовиков	1991-92 гг.	эвтрофный
	2001	эвтрофный
	2013-14 гг.	гиперэвтрофный
оз. Восьмерка	1991-92 гг.	эвтрофный
	2001	эвтрофный
	2013-14 гг.	гиперэвтрофный
оз. Отстойник	1991-92 гг.	олиготрофный
	2001 г.	эвтрофный
	2014 г.	гиперэвтрофный
оз. Шламонако- пительное	1991-92 гг.	олиготрофный
	2001	мезотрофный

В оз. Б. Васильевское численность и биомасса фитопланктона были стабильно высоки независимо от периода и сезона исследования. Изменение их средних значений в течение вегетационного сезона в различные периоды исследования представлены на рис 6.

Значения численности фитопланктона в каждый период исследования варьировали в широком диапазоне. Так, в 90-х гг. XX в. они изменялись от 12,53 млн кл./л (ноябрь) до 226,48 млн кл./л (август). Кривая динамики численности фитопланктона в этот период имела 2 пика: первый – в конце июня (189,99 млн кл./л), второй пик – в конце августа-начале сентября (207,69 млн кл./л) (рис. 6А). В формирование общей численности фитопланктон весь сезон ведущая роль принадлежала синезеленым водорослям, на долю которых приходилось от 56% в мае до 95% ее общего значения в период интенсивного «цветения» воды.

В 2001 г. по сравнению с предыдущем периодом наблюдений среднесезонная численность фитопланктона увеличилась незначительно – в 1,1 р. Ее значения варьировали в диапазоне 25,74 (конец октября) – 323,60 млн кл./л

(конец августа) (рис. 6В). Как и в 1991-92 гг. этот показатель нарастал от весны к началу осени, а затем постепенно снижался. Основной вклад в формирование численности на протяжении всего вегетационного сезона вносили синезеленые водоросли, составляя 64-94% от ее общих значений. Пик развития синезеленых водорослей традиционно приходился на конец лета-начало осени.

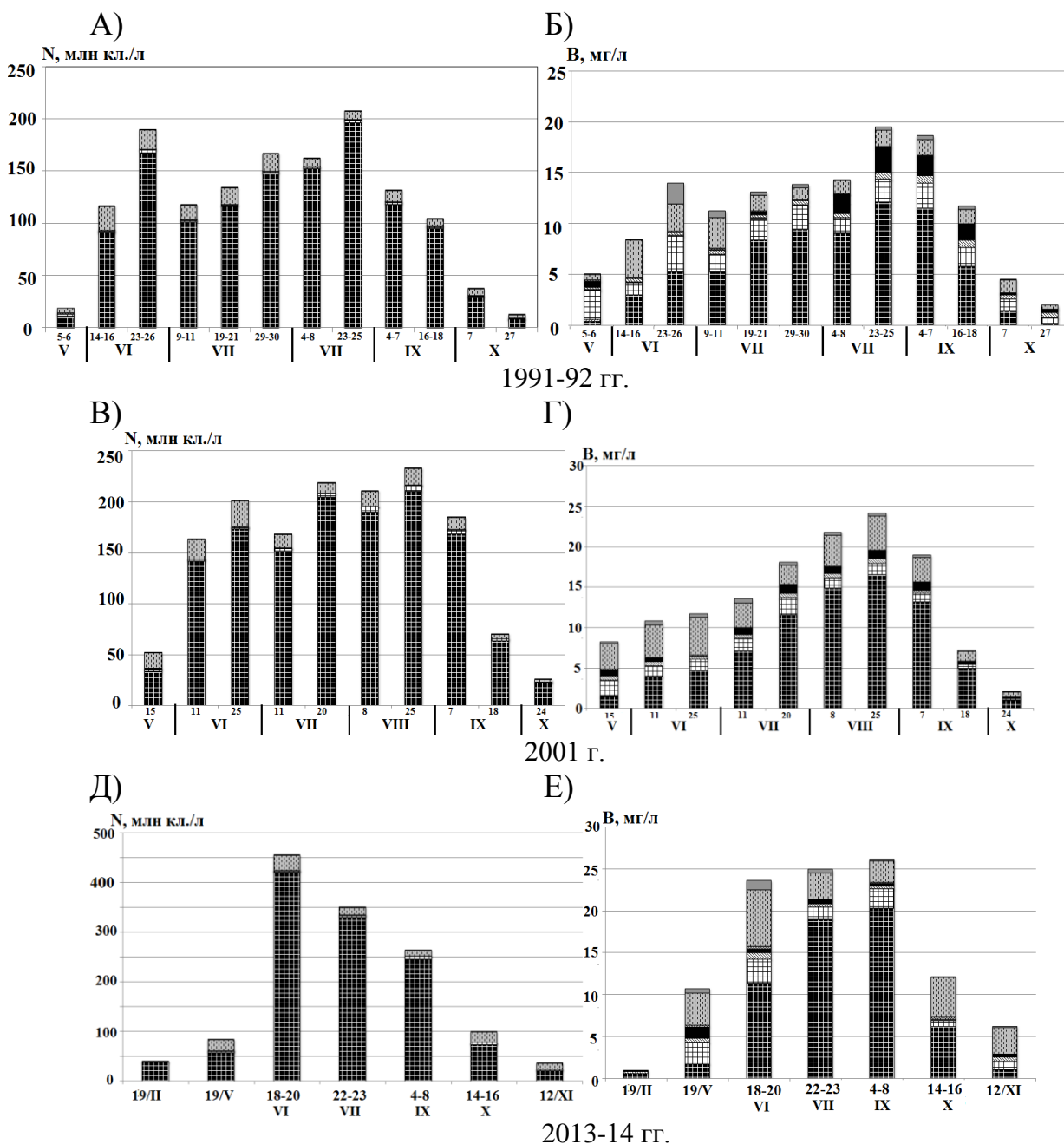


Рис. 6. Сезонная динамика численности и биомассы фитопланктона в оз.

Б. Васильевское в 1991-2014 гг. и роль основных отделов водорослей в их формировании.

Также заметный вклад в численность фитопланктона, особенно в мае-июне, вносили зеленые водоросли, составляя 7–29% от ее общего значения. В основном это представители порядка Chlorococcales, которые активно развиваются в эвтрофных и гипертрофных озерах (Трифонова, 1990). Доля представителей других отделов водорослей была незначительна и не превышала 5 % от общего значения.

В 2013-14 гг. численность фитопланктона по сравнению с 2001 г. стала выше в 1,7 раза. В феврале она составляла 39,88 млн кл./л; в период открытой воды варьировала в пределах от 28,64 млн кл./л (начало ноября) до 504,24 млн кл./л (июнь) (рис. 6Д). Кривая динамики численности фитопланктона имела одновершинный характер. Максимум приходился на июнь (504,24 млн кл./л) и был связан с активной вегетацией мелкоклеточных синезеленых водорослей.

Как и в предыдущие периоды, именно синезеленые водоросли на протяжении всего сезона наблюдений, включая подледный, вносили основной вклад в формирование общей численности фитопланктона. В феврале и с мая по сентябрь их доля составляла 90 и более % от общих показателей. Начиная с октября их вклад снижалась до 50–75% от суммарных значений.

Среди представителей других отделов в конце весны и осени в формировании общей численности была замечена роль зеленых водорослей (20-32% от общих значений).

Биомасса фитопланктона в 1991-92 гг. изменялась в диапазоне от 1,96 мг/л в октябре до 28,04 мг/л в конце августа. Кривая сезонной динамики биомассы совпадала с кривой динамики численности (рис. 6Б). Весной показатели биомассы были связаны с вегетацией диатомовых водорослей, доля которых составляла 57% от общей. Заметен вклад динофитовых и зеленых, составлявших 12% и 10% соответственно. В начале лета основополагающая роль в формировании биомассы фитопланктона принадлежала зеленым водорослям (44% от общей). Со второй половины июня до сентября происходило увеличение доли синезеленых водорослей (с 32% до 62 % от суммарного значения биомассы). Наряду с этим в летне-осенний период вклад в формировании общей биомассы

зеленых (8-35%), диатомовых (10-27%) и динофитовых (9–20 %) водорослей также был значителен.

В 2001 г. средняя биомасса фитопланктона по сравнению с 90-ми годами осталась примерно на одном и том же уровне. В ходе сезонной сукцессии фитопланктона отмечалось увеличение биомассы от мая к началу сентября, с максимумом в конце августа (24,15 мг/л) (рис. 6Г). В мае ведущая роль в формировании общей биомассы принадлежала зеленым (38% от общей), диатомовым (24%) и синезеленым водорослям (17%). Начиная с июня, уровень общей биомассы был тесно связан с вегетацией синезеленых водорослей, доля которых возрастала от 35 до 70%. С июня по октябрь синезеленым водорослям сопутствовали зеленые, вклад которых в формировании общей биомассы изменялся от 15 до 40%. В первой половине лета также была заметна роль диатомовых (10-14%).

В 2013-14 гг. биомасса фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом увеличилась в 1,5 раза (рис. 6Е). В подледный период она составляла 0,62 мг/л, в период открытой воды она варьировала в пределах от 6,23 мг/л в ноябре до 26,09 мг/л в сентябре. Ее кривая носила одновершинный характер, с максимумом развития в конце лета-начале осени – 29,65 мг/л. В отличие от предыдущих лет, в этот период сезонная динамика биомассы не совпадала с динамикой численности. Это было связано с тем, что в начале лета основной вклад в формирование численности вносил *Microcystis pulverea*, диаметр клеток которого не превышал 3,5 мкм. Поэтому даже при высокой численности данный вид не смог оказать существенного влияния на значение показателей биомассы.

В зимний период основной вклад в формировании общей биомассы фитопланктона вносили синезеленые (63% от суммарных значений), также заметна была доля криптофитовых (21%) и зеленых водорослей (12%). Весной основную часть биомассы составляли зеленые (36%), диатомовые (24%) и синезеленые водоросли (16%). Начиная с июня и по сентябрь активно вегетировали синезеленые водоросли (45–88% от общей биомассы). В ноябре ведущую роль в формировании биомассы фитопланктона играли зеленые водоросли, состав-

ляя около 50% от ее общего значения. Им сопутствовали диатомовые (17%) и синезеленые (16%) водоросли.

В оз. Прудовиков показатели количественного развития фитопланктона увеличивались с течением времени, но их абсолютные показатели были ниже, чем в оз. Б. Васильевское (рис. 7).

В 1991-92 гг. численность фитопланктона варьировала в пределах от 3,38 млн кл./л (в конце октября) до 114,89 млн кл./л (в конце августа) (рис. 7А). В мае численность фитопланктона определялась вегетацией зеленых водорослей, которые составляли 48-53% от ее суммарных значений. Им сопутствовали синезеленые водоросли (35-44% от общего значения этого показателя). Начиная с июня, основной вклад в формирование численности фитопланктона, как и в оз. Б. Васильевское, вносили синезеленые водоросли. В период «цветения» воды их доля от общей численности изменялась от 50 до 98%. Именно с развитием синезеленых водорослей был связан максимум численности в конце августа (114,89 млн кл./л).

В 2001 г. численность фитопланктона возросла по сравнению с 1991-92 гг. в 2 раза и варьировала от 74,23 млн кл./л до 314,39 млн кл./л (рис. 7В). Во второй половине июня отмечалось некоторое снижение этого показателя по сравнению с весной и ранним летом. В июле численность фитопланктона начала увеличиваться и достигала максимума в конце августа. Осенью наблюдалось традиционное плавное снижение этого показателя. На протяжении всего вегетационного сезона основной вклад в формирование численности, как и в 1991-92 гг., вносили синезеленые водоросли. Однако их вклад в ее формирование стал значительно выше и колебался в диапазоне 85-98% от суммарных значений.

Кроме синезеленых водорослей в конце весны - начале лета в формировании общей численности было заметно участие зеленых, доля которых составляла 8-14%.

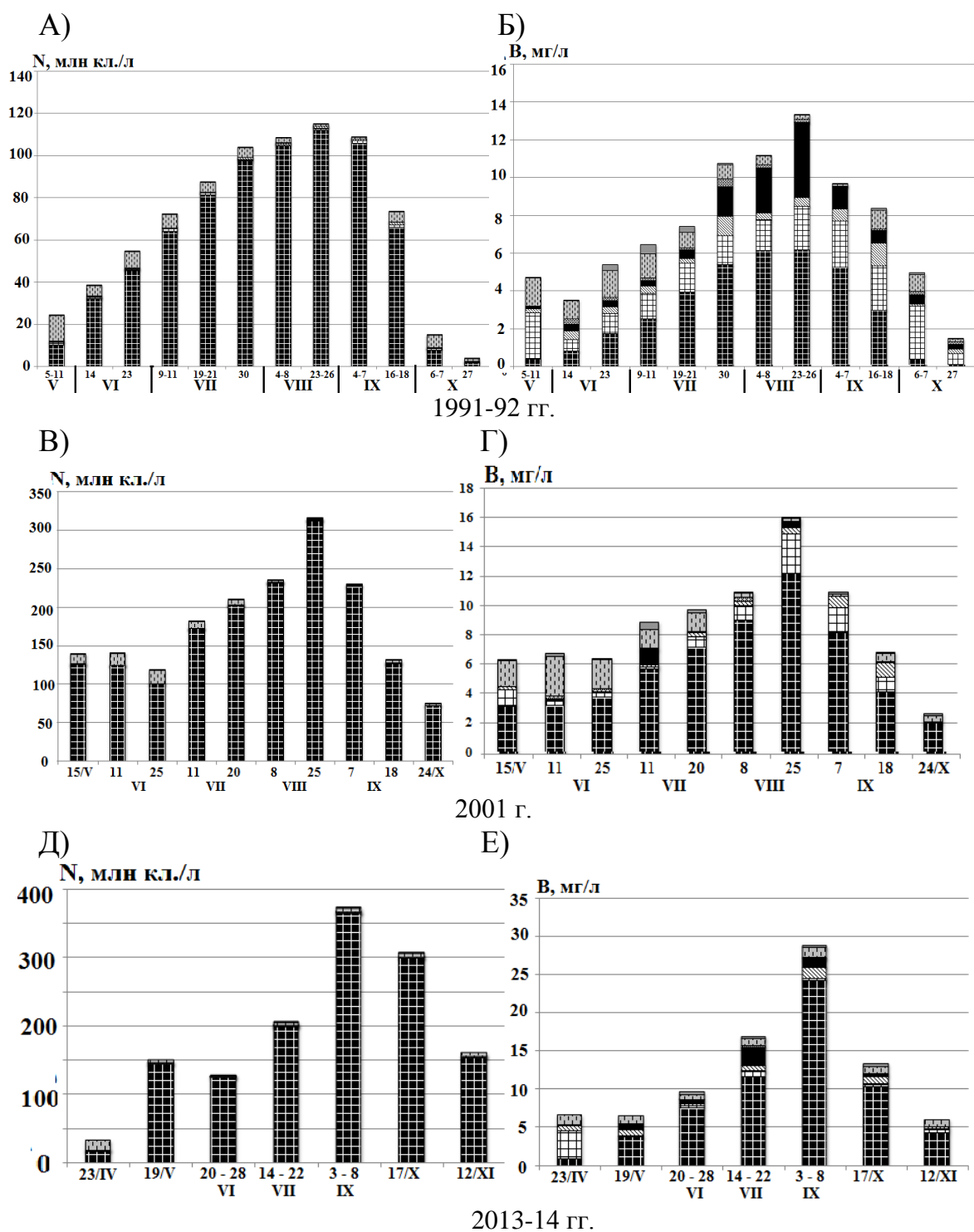


Рис. 7. Сезонная динамика численности и биомассы фитопланктона в оз.

Прудовиков в 1991-2014 гг. и роль основных отделов водорослей в их формировании.

В 2013-2014 гг. численность фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом возросла в 1.3 раза и изменялась от 34,29 млн кл./л в апреле до 373,78 млн кл./л в начале осени (рис. 7Д). Кривая динамики численности имела

два пика: в мае (152,84 млн кл./л) и в начале сентября (373,78 млн. кл/л). По вкладу в формирование общей численности по-прежнему на протяжении всего сезона ведущая роль принадлежала синезеленым водорослям, доля которых в апреле составляла 50-60% от ее общего значения, а в остальное время была стабильно выше 95% .

Среди представителей других отделов водорослей только зеленые водоросли вносили значительный вклад в формирование общей численности фитопланктона, составляя в апреле 35-40% от общего показателя.

В 1991-92 гг. биомасса фитопланктона в оз. Прудовиков изменялась в от 1,48 мг/л в конце октября до 13, 33 мг/л в августе (рис. 7Б). Кривая сезонной динамики биомассы несколько отличалась от кривой динамики численности. Весенний пик биомассы был обусловлен развитием диатомовых водорослей, которые давали 46-54% от общей биомассы. Также заметен вклад зеленых водорослей (29-33%). В начале лета наибольший вклад в формирование биомассы альгофлоры вносили зеленые водоросли, доля которых составляла 26-33% от ее суммарных значений. Заметно участие синезеленых (21-27%), диатомовых (16-22%) и криптофитовых водорослей (10-19%). Начиная с июля, показатели биомассы фитопланктона были связаны с вегетацией синезеленых водорослей, вклад которых в суммарные показатели увеличивался от июля к августу с 23 до 60%. Осенью отмечалось уменьшение их доли с 56% до 4%. Заметное участие в формировании общей биомассы на протяжении всего сезона принимали диатомовые водоросли. Их вклад сначала снижался от мая к началу августа 53% до 14% от общей биомассы, а затем постепенно увеличивался и в октябре достигал 43-55% . В августе-начале сентября заметна роль динофитовых водорослей (11-32% от суммарных значений).

Биомасса в 2001 г. была несколько выше (в 1,1 раза), чем в начальный период наблюдений, и варьировала в диапазоне от 2,66 мг/л в конце октября до 16,07 мг/л в конце августа (рис. 7Г). Кривая сезонной динамики биомассы совпадала с кривой динамики численности. Основной вклад в формирование биомассы вносили синезеленые водоросли. Их доля в суммарных показателях био-

массы увеличилась от 47% весной до 82% в конце лета. Осенью вклад синезеленых водорослей в формировании общей биомассы снизился до 60-70%.

В суммарных показателях биомассы фитопланктона была заметна доля и зеленых водорослей. Их доля уменьшалась от конца весны-начала лета (29-39% от общей биомассы) к августу, когда они составляли менее 3% от ее суммарных значений. Осенью, после снижения интенсивного развития синезеленых водорослей, их вклад увеличивался до 8-16% от общих значений. Диатомовые водоросли принимали значительное участие в формировании биомассы в весенний и позднелетний-раннеосенний период, и составляли 12-18% от суммарных значений. В первой половине июля в формировании общей биомассы была заметна роль динофитовых водорослей (10-14%).

Биомасса фитопланктона в 2013-14 гг. была выше, чем в прошлом периоде наблюдения в 1,9 раза и варьировала в диапазоне от 6,08 мг/л в октябре до 28,88 мг/л в начале сентября (рис. 7Е). Кривая динамики биомассы несколько отличалась от кривой динамики численности. Весенний пик биомассы не был выражен. Кривая изменения показателя биомассы в течение сезона носила односторонний характер с максимумом в начале сентября.

В апреле значения биомассы были связаны с вегетацией диатомовых водорослей, которые вносили около 55% в суммарную биомассу. Также заметна была доля зеленых (19%) и синезеленых водорослей (15%). Начиная с мая значения биомассы формировали синезеленые водоросли. Их доля увеличивалась от 55% от общей биомассы в мае до 92% в конце лета-начале осени, а затем снижалась до уровня 70-80%.

В отдельные периоды заметный вклад в формирование биомассы также вносили представители следующих отделов водорослей: в мае – зеленые (7-14% от общей биомассы), динофитовые (12%), криптофитовые (12%), начиная с июля – эпизодически динофитовые (5-20%), криптофитовые (3-10%), зеленые (3-15%).

В оз. Восьмерка в 1991-92 гг. численность фитопланктона изменялась от 13,83 млн кл./л в июне до 55,45 млн кл./л в августе (рис. 8А). В весенний пери-



од развитие фитопланктона было связано с вегетацией зеленых и синезеленых водорослей, которые составляли соответственно 44% и 37% от общей численности фитопланктона. На долю диатомовых водорослей приходилось около 10% от суммарных значений численности фитопланктона.

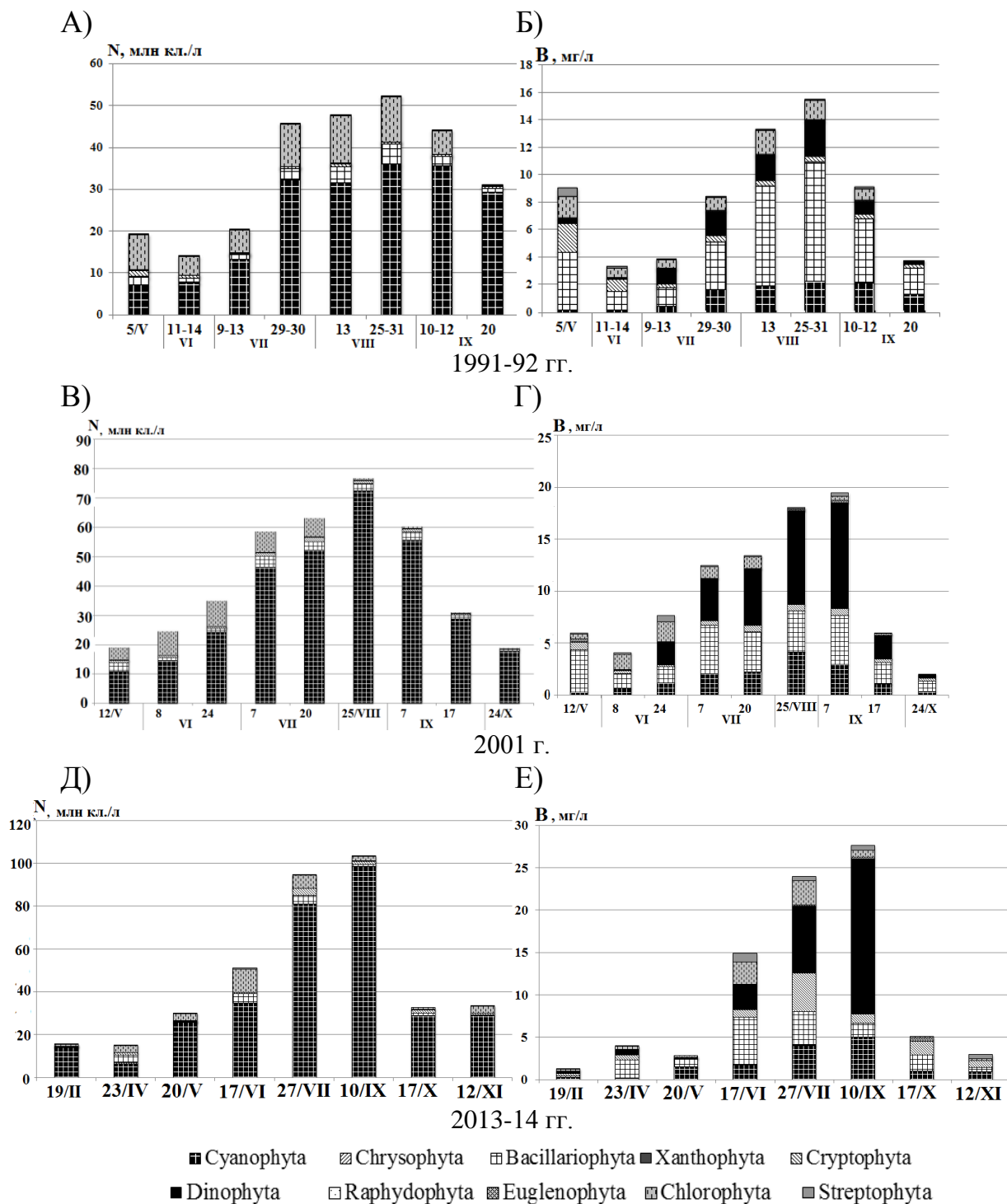


Рис. 8. Сезонная динамика численности и биомассы фитопланктона в оз. Восьмерка в 1991-2014 гг. и роль основных отделов водорослей в их формировании.

В течение дальнейшего времени ведущую роль в формировании численности фитопланктона играли синезеленые водоросли, вклад которых в ее суммарное значение нарастал от 55% в июне до 90% в сентябре. Доля зеленых водорослей в формировании общей численности в течение вегетационного периода постепенно уменьшалась с 33% в июне до 1% в конце сентября. Доля диатомовых водорослей не превышала 10 % от этого показателя.

В 2001 г. численность фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом увеличилась в 1,2 раза и варьировала в пределах от 19,74 млн кл./л в октябре и 76,79 млн кл./л в конце августа (рис. 8В). Кривая динамики численности носила одновершинный характер с пиком в конце лета. Основной вклад в формирование общей численности вносили синезеленые водоросли, доля которых изменялась от 56% весной до 94% осенью.

В весенний период значительный вклад в формирование общей численности фитопланктона вносили зеленые и диатомовые водоросли, составляя соответственно 23% и 15% от ее суммарных значений. От июня к сентябрю участие зеленых водорослей в формировании общей численности уменьшалась от 33% в июне до 2 % в конце августа.

В 2013-14 гг. численность фитопланктона возросла по сравнению с 2001 г. в 1,6 раза. В феврале 2014 г. она составила 15,39 млн. кл./л. В период открытой воды численность фитопланктона варьировала в пределах от 14,94 млн кл./л в апреле до 103,43 млн кл./л в сентябре (рис. 8Д).

В феврале основной вклад в формирование суммарных показателей численности фитопланктона вносили синезеленые водоросли (более 90% от общих значений). В апреле показатели численности фитопланктона были связаны с вегетацией синезеленых (43% от суммарных значений), диатомовых (23%) и зеленых (22%) водорослей. В мае вклад синезеленых водорослей составлял 85% от общей численности. На долю зеленых водорослей приходилось около 11%.

В летний период роль синезеленых водорослей в формировании общей численности фитопланктона неуклонно увеличивалась от 67% в июне до 95% ее суммарных показателей в начале сентября.

Среди представителей других отделов водорослей, вносящих заметный вклад в формирование общей численности фитопланктона, в начале лета были зеленые и диатомовые водоросли. Их доли составляли соответственно 21% и 10% от ее суммарных значений.

В оз. Восьмерка в 1991-92 гг. биомасса варьировала в пределах от 3,42 мг/л в июне до 15,44 мг/л в конце августа (рис. 8Б). Кривая динамики биомассы совпадала с кривой динамики численности. Весной ее значения определялись вегетацией диатомовых водорослей, которые составляли до 46% от ее общих значений. Заметное участие в ее формировании в это время принимали криптофитовые и зеленые водоросли. Их доли составляли 22% и 17% от суммарных значений соответственно. В летний период вклад диатомовых водорослей в формирование общей биомассы увеличился до 56% в августе. Значимость синезеленых водорослей увеличивалась от июня к сентябрю с 7 до 38% от суммарных значений.

Вклад зеленых водорослей в общую биомассу уменьшался от начала лета к осени: с 20% в июне до 1 % в конце сентября. Во второй половине лета в формировании биомассы фитопланктона было заметно участие крупноклеточных динофитовых водорослей. Их доля плавно снижалась от июля к концу сентября с 28% до 6%.

В 2001 г. значения биомассы альгофлоры увеличились по сравнению с 1991-92 гг. в 1,3 раза и изменялись в диапазоне от 2,02 мг/л в октябре до 19,42 мг/л в начале сентября (рис. 8Г). Весной биомасса фитопланктона, как и в 1991-92 гг., формировалась преимущественно диатомовыми водорослями, вклад которых в общие показатели составлял 68%. Доля криптофитовых и зеленых водорослей в общей биомассе составляла 13% и 8% соответственно.

В отличие от 1991-92 гг., в 2001 г. в летне-осенний период роль диатомовых водорослей в формировании общей биомассы уменьшилась. Вклад диато-

мовых и зеленых водорослей в суммарные показатели снижался: с 34% до 22% для диатомовых водорослей и с 35 до 1 % для зеленых. Доля же синезеленых водорослей возрастала с 17 до 25%, хотя и была ниже, чем в 1991-92 гг. В летний период в формировании биомассы значительную роль играли динофитовые водорослей (27% в июне и 50% в конце августа). В осенний период отмечалось постепенное снижение их участия в формировании общей биомассы с 52% в начале сентября до 12 % в конце октября. Роль диатомовых водорослей в этот период, напротив, возрастала с 24% до 49% от общих значений. Вклад синезеленых составлял е 14-17% от суммарных значений. В октябре заметный вклад в формирование общей биомассы внесли криптофитовые водоросли (16%).

В 2013-14 гг. значения биомассы были выше, чем в 2001 г., в 1,9 раза. В подледный период биомасса фитопланктона составляла 1,29 мг/л. В период открытой воды показатели биомассы варьировали в диапазоне от 4,04 мг/л в апреле до 27,73 мг/л в начале сентября (рис. 8Е). В феврале наибольший вклад в формирование биомассы вносили синезеленые (24%) и криптофитовые (22%) водоросли. Доли динофитовых и диатомовых водорослей составлял по 15% от ее суммарных значений, зеленых – 13%. В апреле биомасса фитопланктона была связана с вегетацией диатомовых водорослей, вклад которых в общую биомассу составлял 53%. Им сопутствовали динофитовые (16% от суммарных значений), криптофитовые (14%) и зеленые (10%) водоросли. В мае биомасса формировалась преимущественно синезелеными водорослями, которые давали около 54% от общих значений. Синезеленым водорослям сопутствовали диатомовые. Их доля составляла 33% от общей биомассы.

В летний период отмечалось постепенное снижение доли в общей биомассе диатомовых водорослей с 37% в июне до 5% в конце августа на фоне увеличения значимости динофитовых водорослей с 19 до 66% в аналогичный период. Вклад зеленых водорослей в этот период также уменьшился с 17 до 3 %, в то время как доля синезеленых водорослей увеличилась от 11 до 20% от суммарных значений. В осенний период основной вклад в формирование общей

биомассы фитопланктона вносили криптофитовые (25-33% от суммарных значений), диатомовые (17-36%) и синезеленые (17-33%) водоросли.

Наиболее заметно показатели количественного развития фитопланктона с 1991 г. к 2014 г. увеличивались в группе «техногенных» водоемов. В оз. Отстойник в 1991-92 гг. численность фитопланктона варьировала в пределах от 0,44 млн кл./л в конце октября до 15,10 млн кл./л в сентябре (рис. 9А). Кривая ее динамики была изрезана. Отмечалось 3 пика, близких по абсолютным значениям : 1 – в начале июня (14,25 млн кл./л), 2 – в середине июля (13,79 млн кл./л), 3 – в начале сентября (15,10 млн. кл./л). В течение всего вегетационного сезона численность фитопланктона определялась вегетацией синезеленых водорослей, доля которых составляла от 85 % до 100% от общих значений.

В 2001 г. численность фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом наблюдений выросла в 6,9 раза. В течение вегетационного сезона она варьировала в диапазоне от 4,31 млн кл./л в конце октября до 150,39 млн кл./л в конце августа (рис. 9В). Кривая динамики численности носила одновершинный характер с максимумом в конце лета. Как и в 90-ых гг. XX в., основной вклад в формирование численности в этот период вносили синезеленые водоросли. Их доля составляла от 77 до 99% от суммарных значений.

В 2014 г. численность фитопланктона в оз. Отстойник выросла в 2,9 раза по сравнению с 2001 г. Она изменялась в пределах от 9,82 млн кл./л в середине сентября до 552,62 млн кл./л в конце июля (рис. 9Д). Кривая динамики численности также носила одновершинный характер. Максимум приходился на конец июля. Это смещение, скорее всего, было вызвано изменением во временной дробности отбора проб. Основной вклад в формирование численности традиционно вносили синезеленые водоросли, доля которых изменялась от 55% в мае до 97% в сентябре.

Кроме синезеленых водорослей в 2014 г. в формировании численности фитопланктона в конце весны-начале лета принимали заметное участие зеленые водоросли. Их доля в этот период варьировала от 25% до 43% от суммарных значений.

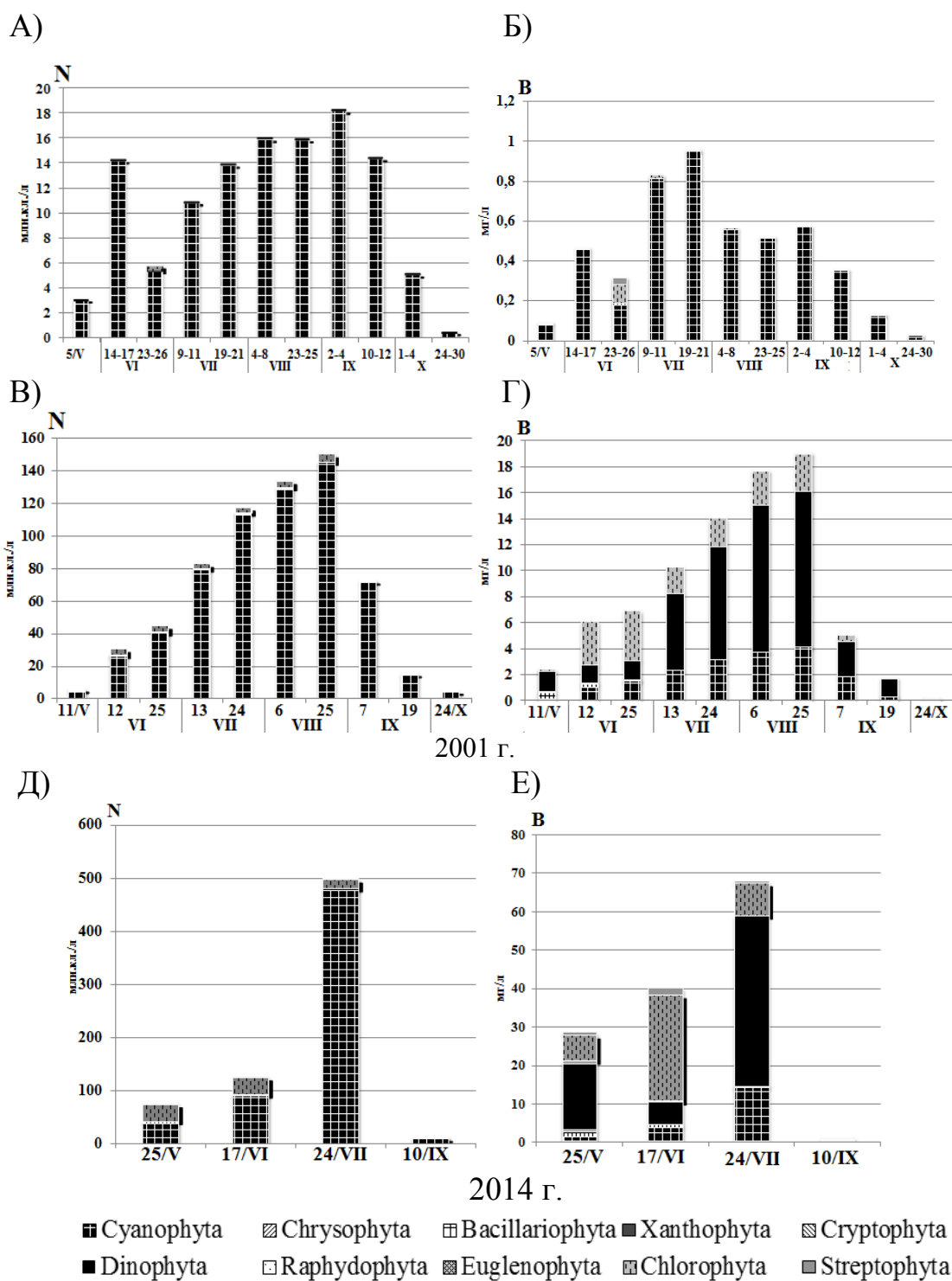


Рис. 9. Сезонная динамика численности и биомассы фитопланктона в оз. Отстойник в 1991-2014 гг. и роль основных отделов водорослей в ее формировании.

Биомасса фитопланктона в 1991-92 гг. изменялась в пределах от 0,03 мг/л в октябре до 0,87 мг/л в середине июля (рис. 9Б). Профиль кривой сезонной динамики биомассы совпадал с кривой динамики численности. В отличие от кривой численности в случае биомассы отсутствовал мощный всплеск показателей

в конце лета, и сентябрьский пик (0,47 мг/л) был равен июньскому (0,45 мг/л) и существенно уступал пику в середине июля (0,87 мг/л). Это связано с тем, что в этот период основной вклад в формирование численности вносили мелкоклеточные синезеленые водоросли из «осцилляториевого» комплекса. На протяжении всего вегетационного сезона основной вклад в формирование биомассы вносили синезеленые водоросли, которые за исключением июня, давали от 86% до 100% от ее общих значений. Из представителей других отделов водорослей только во второй половине июня был замечен вклад зеленых водорослей, доля которых составляла 40-45% .

В 2001 г. биомасса фитопланктона резко возросла по сравнению с предыдущим периодом наблюдений и увеличилась в 20,8 раза. Она изменялась в диапазоне от 0,09 мг/л в октябре до 19,02 мг/л в конце августа (рис. 9Г). Кривая динамики биомассы совпадала с кривой динамики численности.

В мае основная роль в формировании общей биомассы принадлежала динофитовым водорослям, которые составляли 66% от ее общих значений. Замечен был и вклад диатомовых водорослей (20% от суммарного значения). В июне показатели биомассы были связаны с развитием зеленых водорослей. Они составили около 55 % от общей биомассы. Также значима была доля динофитовых и синезеленых водорослей, на долю которых приходилось 54% и 20% от общей биомассы соответственно.

С июля по сентябрь в формировании биомассы фитопланктона отмечалась тенденция к увеличению роли динофитовых водорослей с 56% до 79% от общих значений. Вклад синезеленых водорослей большую часть лета держался на уровне 18-23%, но в начале сентября увеличился до 37%. Доля зеленых водорослей уменьшалась с 21% в июле до 2% в конце сентября. В октябре биомасса фитопланктона практически полностью зависела от вегетации синезеленых водорослей, которые составляли до 93% от ее общих значений.

В 2014 г. биомасса фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом увеличилась в 4 раза. В течение вегетационного сезона она изменялась от 0,74 мг/л в сентябре до 67,79 мг/л в июле (рис. 9Е). В мае основной вклад в

формирование биомассы вносили динофитовые водоросли, которые давали более 60% от суммарных значений. Заметен был вклад и зеленых водорослей, которые составляли 23%. В июне же биомасса фитопланктона была преимущественно связана с вегетацией зеленых водорослей, доля которых составляла 68% от общей. Заметна была роль динофитовых и синезеленых водорослей. Их вклад в суммарные показатели составлял 15 и 10% соответственно.

С июля по сентябрь показатели общей биомассы определялись вегетацией динофитовых водорослей, составлявших 45-73% от общих значений. Доля синезеленых водорослей варьировала в диапазоне 21-32 % от ее суммарных показателей.

В оз. Шламонакопительное численность фитопланктона в 1991-92 гг. была невысока и варьировала от 0,12 млн кл./л в октябре до 0,61 млн кл./л в июле (рис. 10А). Кривая динамики численности имела 2 максимума: 1 – в начале июля (0,48 млн кл./л); 2 – в начале августа (0,61 млн кл./л). В мае значения численности фитопланктона определялись вегетацией синезеленых и стрептофитовых водорослей, которые давали по 36 % от суммарных значений. Также заметна была доля криптофитовых водорослей (22% от общего). В начале июня основной вклад в формирование общей численности вносили зеленые водоросли, доля которых составляла около 53% от суммарных значений. Также заметно было участие синезеленых (14%), диатомовых (14 %) и криптофитовых (11%) водорослей.

Начиная со второй половины июня и до конца октября основной вклад в формирование общей численности фитопланктона вносили синезеленые водоросли, доля которых изменялась в пределах от 55% до 90% от ее суммарных значений. Во второй половине лета-начале осени им сопутствовали диатомовые водоросли. Летом их вклад составлял от 26% до 41%, в сентябре – 8-11%.

В 2001 г. численность фитопланктона по сравнению с предыдущим периодом наблюдений выросла в 37 раз. В течение вегетационного сезона она варьировала в диапазоне от 1,35 млн кл./л в конце октября до 33,44 млн кл./л в конце августа (рис. 10В). Кривая динамики численности носила одновершинный



характер с максимумом в конце лета. Основной вклад в формирование численности в этот период вносили синезеленые водоросли. Их доля составляла от 79 до 97% от суммарных значений.

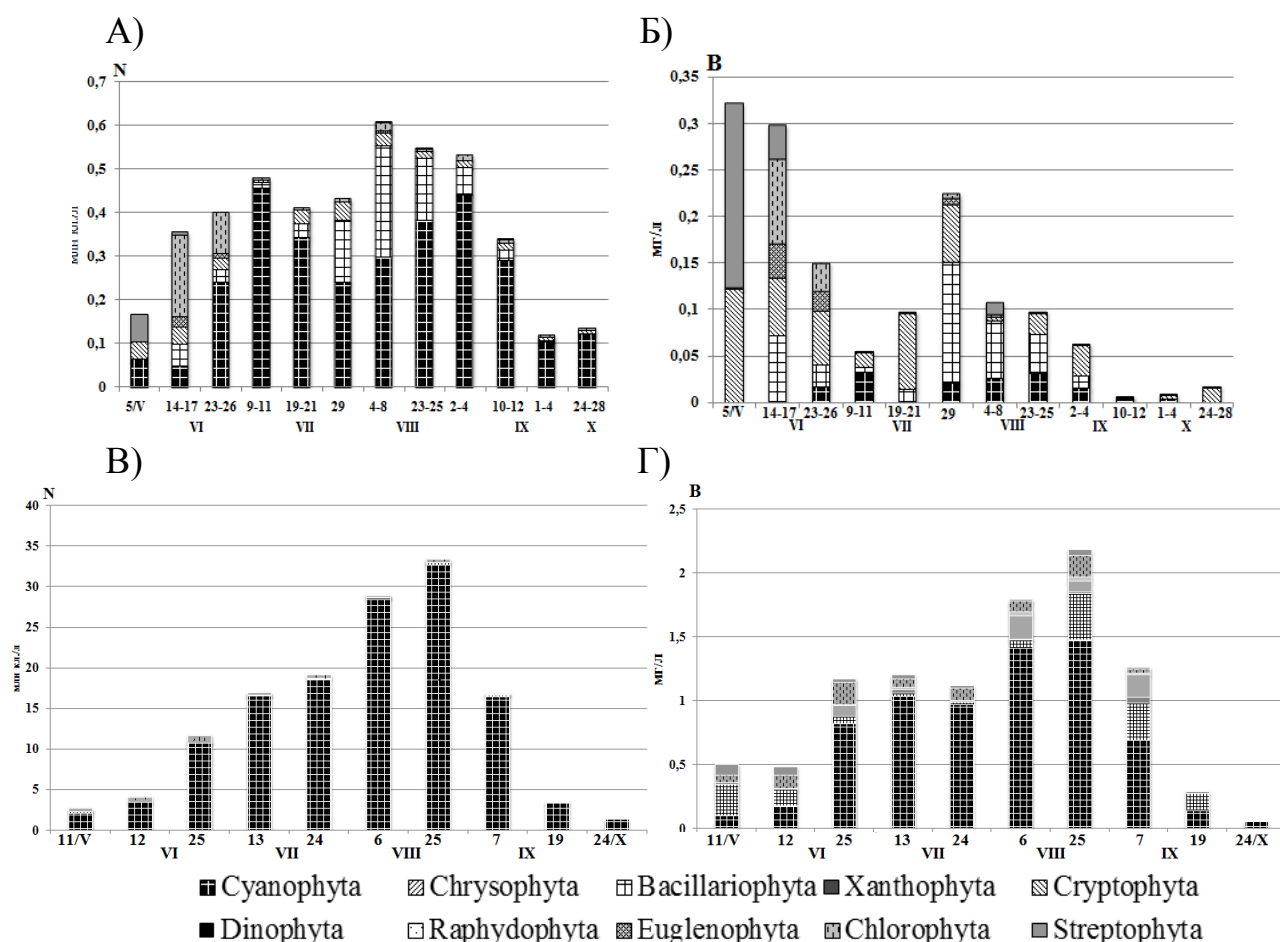


Рис. 10. Сезонная динамика численности и биомассы фитопланктона в Шламонакопительное в 1991-2001 гг. и роль основных отделов водорослей в ее формировании.

Биомасса фитопланктона в 1991-92 гг. в оз. Шламонакопительное изменялась в пределах от 0,004 мг/л в октябре до 0,32 мг/л в начале мая (рис. 10 Б). Профиль кривой сезонной динамики биомассы не совпадал с кривой динамики численности. Это было связано с тем, что основную роль в формировании биомассы играли представители криптофитовых, диатомовых и зеленых водорослей. Их клетки значительно крупнее клеток синезеленых водорослей, поэтому даже при меньшей численности именно они оказывали наибольшее влияние на формирование биомассы. В динамике биомассы фитопланктона отмечалось 2 пика: 1 пик – в мае (0,32 мг/л); 2 пик – в начале августа (0,16 мг/л).

В конце весны основной вклад в формировании биомассы вносили стрептофитовые (61% от суммарных значений) и криптофитовые (37%) водоросли. В летне-осенний период биомасса фитопланктона формировалась преимущественно криптофитовыми (14-84% от общих значений) и диатомовыми водорослями (10-64%). В июне было заметно участие зеленых водорослей, доля которых составляла от 19-26% от общей биомассы. В осенний период значительный вклад в формирование биомассы альгофлоры вносили синезеленые водоросли (от 24% до 49% от суммарных значений).

В 2001 г. биомасса фитопланктона резко возросла по сравнению с предыдущим периодом наблюдений и увеличилась в 10 раз. В этот период она изменялась в диапазоне от 0,05 мг/л в конце октября до 2,19 мг/л в конце августа (рис. 10Г). Кривая динамики биомассы совпадала с кривой динамики численности.

В мае основной вклад в формировании биомассы вносили диатомовые водоросли, доля которых составляла 49% от суммарных значений. Также заметен был вклад синезеленых (19% от общей биомассы), стрептофитовых (16%) и зеленых (12%) водорослей. В начале лета доля синезеленых водорослей составляла 36% от суммарных значений, диатомовых – 27% зеленых – 23%, стрептофитовых – 13%. С июля по октябрь основной вклад в формирование биомассы вносили синезеленые водоросли, значимость которых варьировала от 46% до 86% от суммарных значений. Осенью им сопутствовали диатомовые водоросли. Их доля составляла 16-46% от общей биомассы.

Сравнение вклада представителей различных отделов водорослей в среднесезонные показатели численности и биомассы фитопланктона изучаемых водоемов в различные периоды исследования показало, что с течением времени в группе «природных» водоемов по мере роста уровня трофии вод увеличивалась роль синезеленых водорослей, как в формировании общей численности, так и в формировании общей биомассы фитопланктона (рис. 11). При этом период «цветения» воды к 2014 г. стал продолжительнее во всех водоемах.

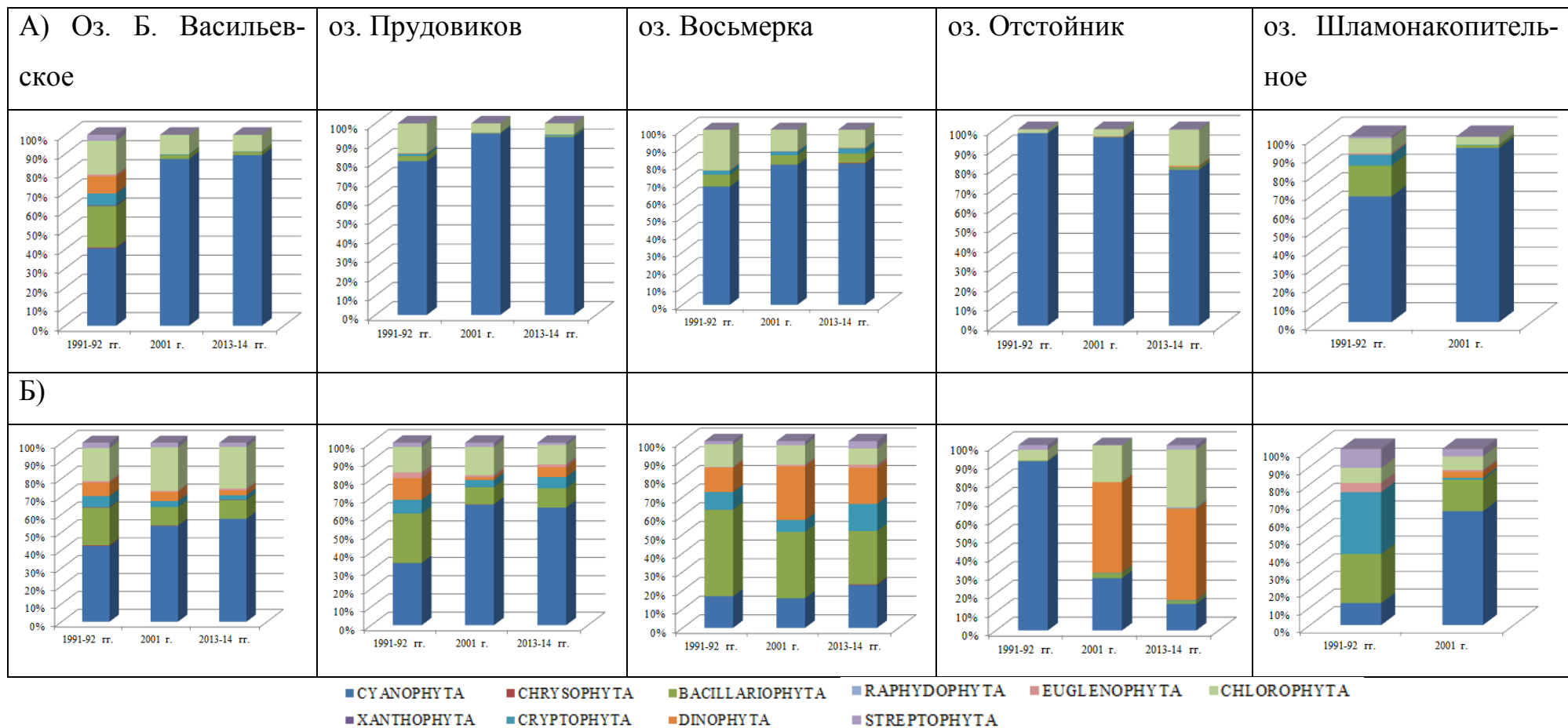


Рис. 11. Вклад представителей различных отделов водорослей в формирование среднесезонных показателей количественного развития фитопланктона Васильевских озер в различные периоды исследования: А) численность; Б) биомасса

Роль диатомовых и зеленых водорослей в формировании общей численности и биомассы фитопланктона к этому периоду наблюдения, напротив, снижается. Для оз. Б. Васильевское и оз. Прудовиков следует отметить значительное снижение вклада динофитовых и криптофитовых в формировании количественных показателей развития водорослей. В оз. Восьмерка, напротив, роль представителей этих отделов водорослей в формировании общей численности и биомассы фитопланктона, повышается.

Из группы «техногенных» водоемов в оз. Отстойник отмечалось устойчивое снижение роли синезеленых водорослей в формировании общих показателей численности и биомассы фитопланктона. Доля динофитовых и зеленых водорослей увеличивалась, что особенно заметно в отношении биомассы, т.к. клетки представителей этих отделов значительно крупнее, чем у синезеленых. Подобная смена ведущих отделов в формировании показателей биомассы, скорее всего, была связана, с процессами самоочищения водоема.

В оз. Шламонакопительное к 2001 г., напротив, отмечался всплеск в развитии синезеленых водорослей, что, вероятно было связано с обмелением водоема.

Ранговая непараметрическая корреляция с использованием коэффициента Спирмена в группе «природных» водоемов выявила устойчивую положительную зависимость показателей количественного развития фитопланктона от содержания в воде азота, его аммонийной формы и соотношения азота к фосфору (табл. 16). Корреляция численности и биомассы водорослей с температурой и рН среды была не столь значима. Связь с содержанием фосфора была обратной. Скорее всего, это было связано с процессами смены состава преобладающей группы синезеленых водорослей.

Развитие в фитопланктоне представителей М-типа и гетероцистных форм  $H_1$ -типа и безгетероцистных форм  $S_1$ -типа синезеленых водорослей обуславливается различными факторами. Чаще всего это содержание в воде азота и фосфора, их соотношение и температура воды. Особенно важным фактором, по мнению некоторых авторов, в формировании «цветения», является соотношение

азота и фосфора (Abella C.A., Garcia-Gil L.J.; 1992; Varis, 1993; Birch S., McCaskie J, 1999; Blomqvist et al., 1997; Трифонова, 1990; Никулина, 2003; Babanazarova O.V. et al., 2007; и др.).

Таблица 16

Коэффициент ранговой корреляции Спирмена ( $R_s$ ) между показателями количественного развития фитопланктона и некоторыми абиотическими факторами среды в группе «природных» водоемов с 1991 г. по 2014 г.

	T, °C	O <sub>2</sub> , мг/л	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мгN/л	N <sub>общ</sub> , мгN/л	P <sub>мин</sub> , мг/л	P <sub>общ</sub> , мг/л	N : P
Численность, млн кл./л	0,33	-0,27	0,40	0,67	0,60	<u>0,11</u>	-0,48	0,65
Биомасса, мг/л	0,22	-0,24	0,57	0,73	0,92	<u>0,28</u>	-0,42	0,72

\*подчеркиванием выделена статистически недостоверная корреляция

В группе «природных» водоемов при уменьшении концентрации фосфора и увеличении содержания азота, в т.ч. его аммонийной формы, в формировании показателей количественного развития фитопланктона произошло увеличение вклада видов синезеленых водорослей, не фиксирующих азот, т.е. представителей «осцилляториевого» комплекса (S<sub>1</sub>-типа), способных провоцировать развитие так называемой «осцилляториевой» болезни (Skulberg *et al.*, 1994; Reynolds *et al.*, 2002; Никулина, 2003; Reynolds, 2006; Сиделев, Бабанозарова, 2011; и др.) (рис. 12).

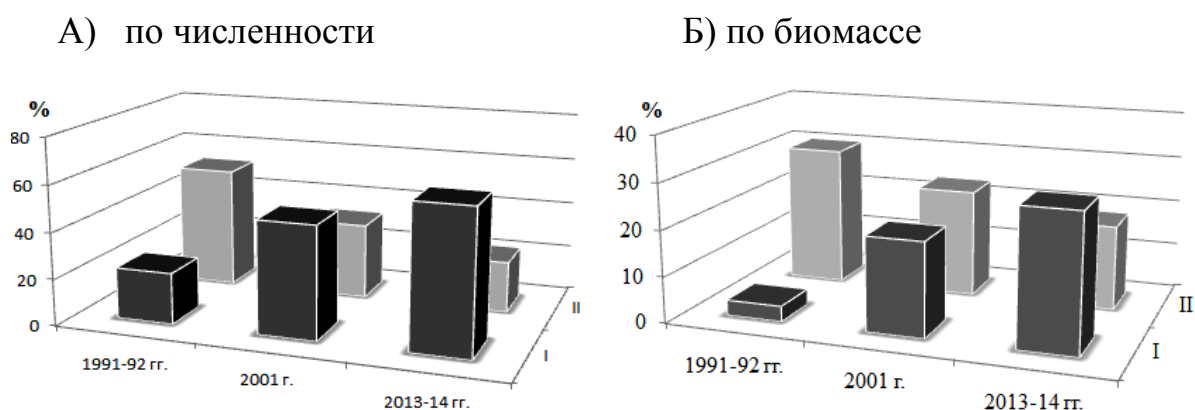


Рис. 12. Вклад отдельных групп синезеленых водорослей в формирование общей численности (А) и биомассы (Б) фитопланктона «природных» водоемов в различные периоды исследования.

Обозначения: I – «осцилляториевый комплекс» (S<sub>1</sub>-тип); II – комплекс представителей р. *Microcystis* (М-тип) и азотфиксирующих форм (р. *Anabaena*, р. *Aphanizomenon*) (Н<sub>1</sub>-тип).

Важную роль в этом сыграло не только изменение абсолютных значений концентраций биогенов, но и изменение их соотношения (табл. 17).

Таблица 17

Коэффициент корреляции Спирмена ( $R_s$ ) между долей представителей различных комплексов цианопрокариот и содержанием некоторых биогенных элементов в «природных» водоемах за весь период исследования ( $p < 0,05000$ )

	$\text{NH}_4^+$ , мгN/л	$\text{N}_{\text{общ}}$ , мгN/л	$\text{P}_{\text{мин}}$ , мгP/л	$\text{P}_{\text{общ}}$ , мгP/л
%-ный вклад в общую численность фитопланктона				
Комп. I*	0,81	0,72	0,25	-0,74
Комп. II**	-0,87	-0,88	-0,31	0,81
% -ный вклад в общую биомассу фитопланктона				
Комп. I	0,82	0,72	0,22	-0,75
Комп. II	-0,71	-0,70	-0,13	0,78

\* комплекс нитчатых безгетероцистных форм S<sub>1</sub>-типа

\*\* комплекс представителей р. *Microcystis* (M-тип) и азотфиксирующих форм (р. *Anabaena*, р. *Aphanizomenon*) (H<sub>1</sub>-тип).

В связи с тем, что «техногенные» водоемы с 1996 г. перестали подвергаться промышленной эксплуатации, для наибольшей достоверности мы проанализировали корреляцию показателей количественного развития с вышеуказанными абиотическими факторами среды как за весь период исследования, так и на его отдельных этапах (до и после прекращения техногенного воздействия (табл. 18, 19).

Таблица 18

Коэффициент ранговой корреляции Спирмена ( $R_s$ ) между показателями количественного развития фитопланктона и абиотическими факторами среды в «техногенных» водоемах с 1991 г. по 2014 г.

	T, °C	O <sub>2</sub> , мг/л	pH	$\text{NH}_4^+$ , мгN/л	$\text{N}_{\text{общ}}$ , мгN/л	$\text{P}_{\text{мин}}$ , мг/л	$\text{P}_{\text{общ}}$ , мг/л	N : P
Численность, млн кл./л	0,33	-0,27	0,40	0,67	0,60	<u>0,11*</u>	-0,48	0,65
Биомасса, мг/л	0,22	-0,24	0,57	0,73	0,92	<u>0,28</u>	-0,42	0,72

\*подчеркиванием выделена статистически не достоверная корреляция

Коэффициент ранговой корреляции Спирмена ( $R_s$ ) между показателями количественного развития фитопланктона и некоторыми абиотическими параметрами среды в группе «техногенных» водоемов до и после прекращения техногенной эксплуатации

		T, °C	O <sub>2</sub> , мг/л	pH	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мгN/л	N <sub>общ</sub> , мгN/л	P <sub>мин</sub> , мг/л	P <sub>общ</sub> , мг/л	N : P
Численность, млн кл./л	1991-92 гг.	0,34	-0,20	0,16	0,65	0,55	<u>0,11*</u>	-0,47	0,27
	2001-2014 гг.	0,55	-0,47	0,46	0,75	0,73	<u>0,07</u>	-0,68	0,47
Биомасса, мг/л	1991-92 гг.	0,53	-0,26	0,37	0,67	0,59	<u>0,12</u>	-0,42	0,43
	2001-2014 гг.	0,40	-0,55	0,30	0,72	0,65	<u>0,07</u>	-0,65	0,45

\*подчеркиванием выделена статистически не достоверная корреляция

Как и в случае с «природными» озерами, в «техногенных» водоемах значение показателей количественного развития фитопланктона в наибольшей степени зависело от содержания азота, его аммонийной формы и соотношения азота к фосфору. При этом корреляция после прекращения промышленной эксплуатации только усилилась. Также заметна была корреляция с температурой воды. Связь с концентрацией фосфора была стабильно отрицательной. Скорее всего, это связано с тем, что среди синезеленых водорослей в этих водоемах изначально преобладали нитчатые безгетероцистные формы. К 2001 (для оз. Шламонакопительное) и к 2014 г. для оз. Отстойник они продолжили увеличивать свою значимость в формировании общей численности фитопланктона (рис. 13).

В отношении биомассы фитопланктона вклад обеих групп синезеленых водорослей снижался, что связано с усилившейся вегетацией динофитовых водорослей, клетки которых значительно превышают по размерам таковые синезеленых водорослей.

Биомасса представляет собой одну из важнейших экологических характеристик популяций, сообществ организмов и экологических систем. Именно с массой организмов связана скорость протекания их жизненных функций - та-

ких, например, как питание, рост, метаболизм, продуцирование и т.п. (Алимов, 2001; Романенко, 2004)

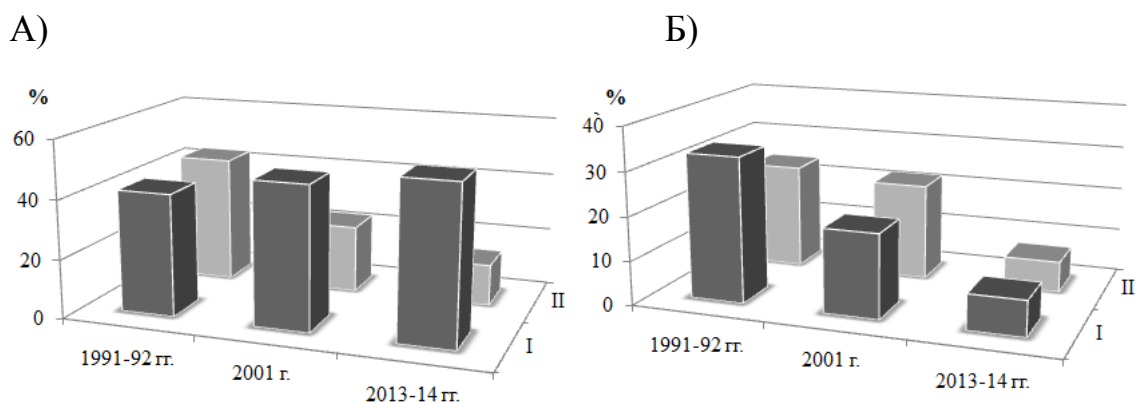


Рис. 13. Вклад отдельных групп синезеленых водорослей в формирование общей численности (А) и биомассы (Б) фитопланктона «техногенных» водоемов в различные периоды исследования.

Обозначения: I – «осцилляториевый комплекс» ( $S_1$ -тип); II – комплекс представителей р. *Microcystis* (М-тип) и азотфиксирующих форм (р. *Anabaena*, р. *Aphanizomen*) ( $H_1$ -тип).

Динамика биомассы популяций и сообществ организмов определяется особенностями их структуры, жизненных циклов отдельных видов, спецификой их реагирования на изменения внешних условий и биотических связей в сообществах. Сезонные или многолетние изменения структурных и функциональных характеристик экосистем в определенной степени отражают поведение системы в конкретных условиях. В общем виде такие изменения могут быть выражены через вариабельность динамики биомассы.

Обычно сезонная и межгодовая динамика биомассы сообществ планктонных организмов в водоемах представляется в виде многовершинных ломаных линий. Наибольшие и наименьшие значения биомассы, не обеспеченные продукционными возможностями отдельных видов не следует принимать при этом во внимание (Алимов, 2001). Сезонные или многолетние изменения структурных и функциональных характеристик экосистем в определенной степени отражают поведение системы в конкретных условиях. В общем виде такие изменения могут быть выражены через вариабельность динамики биомассы (ВДБ).

ВДБ возрастает по мере увеличения продуктивности водоемов и снижения размера особей в сообществах гидробионтов - она более высокая в сообще-



ствах фитопланктона и низкая в сообществах донных животных, наименьшие ее значения следует ожидать в ихтиоценозах водоемов (Алимов, 2001; Ивантер, Коросов, 2010; Корнева, 2012; 2015).

Показатель вариабельность динамики биомассы фитопланктона, рассчитывается как отношение минимального и максимального ее значения в течение вегетационного сезона (Алимов, 2001). В группе так называемых «природных водоемов» она была существенно ниже, чем в «техногенных», изменялась в пределах от 4 до 12 раз (рис. 14). В оз. Б. Васильевское и в оз. Прудовиков вариабельность динамики биомассы фитопланктона снижалась от начального периода исследования к конечному. Стабилизация происходила за счет увеличения значений минимальной биомассы в течение вегетационного сезона и повышения этого показателя в летне-осенний период, поэтому говорить об увеличении устойчивости экосистемы в данном случае мы не можем. (Алимов, 2001; Никулина, 2003; Ивантер, Коросов, 2010; Сиделев, Бабанозарова, 2011). В оз. Восьмерка с течением времени отмечалось нарастание вариабельности динамики биомассы, что свидетельствует о повышению уровня трофности водоема.

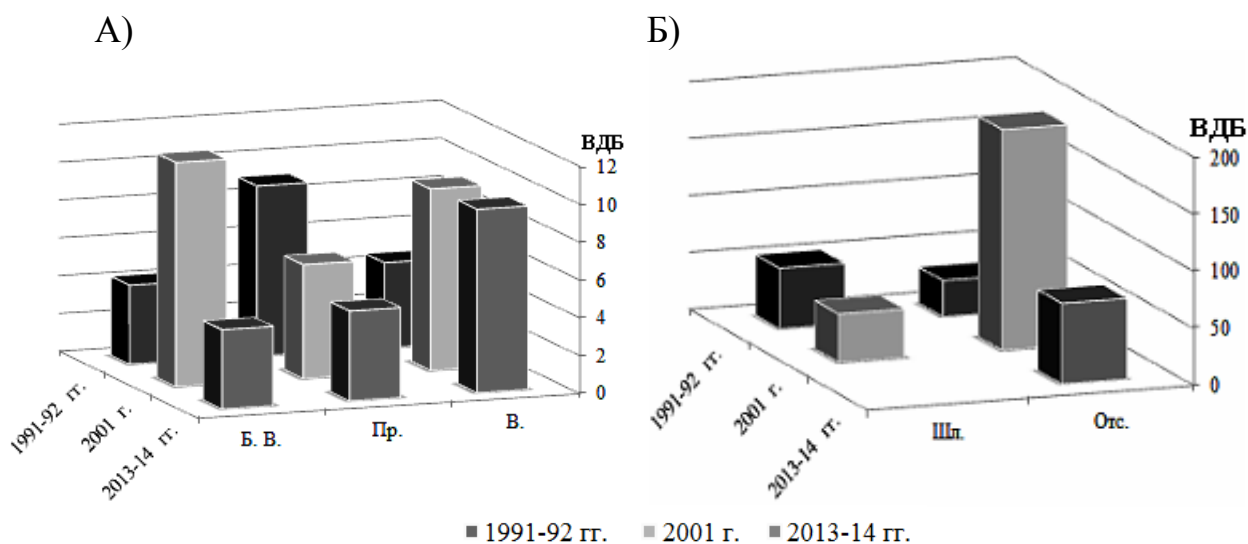


Рис. 14. Многолетняя динамика вариабельности биомассы фитопланктона Васильевских озер в 1991-2014 гг.

Обозначения: А) Б. В. – оз. Б. Васильевское; Пр. – оз. Прудовиков; В. – оз. Восьмерка; Б) Отс. – оз. Отстойник; Шл. – оз. Шламонакопительное.

В группе «техногенных» водоемов вариабельность динамики биомассы фитопланктона была наиболее выраженной и изменялась в пределах от 31 до 194 раз. В оз. Отстойник максимальная вариабельность динамики биомассы приходилась на 2001 г., когда в водоеме начались процессы самоочищения после преращения сбросов отходов азотно-тукового производства. В оз. Шламонакопительное, напротив, после прекращения сбросов отходов ТЭЦ вариабельность биомассы снизилась. Однако, как и в случае с «природными» водоемами, нельзя считать подобные изменения полностью позитивным признаком.

Высокие значения вариабельности динамики биомассы сопровождались ростом во времени дисперсии средней за вегетационный период биомассы (рис.15), что позволяет говорить об увеличении варьирования этого признака и свидетельствует о снижении структурной и функциональной устойчивости экосистемы (Bailey-Watts A., 1978; Алимов, 2000; Никулина, 2003; Охапкин и др., 2003; Гусев, 2006; Ивантер, 2010; Сиделев, 2012).

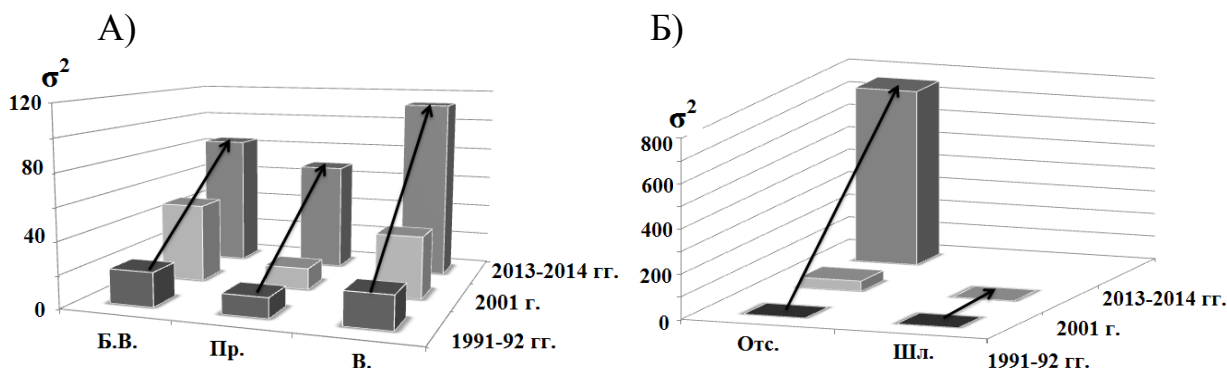


Рис. 15. Многолетняя динамика дисперсии средней за вегетационный сезон биомассы фитопланктона Васильевских озер в 1991-2014 гг.

Обозначения: А) Б. В. – оз. Б. Васильевское; Пр. – оз. Прудовиков; В. – оз. Восьмерка; Б) Отс. – оз. Отстойник; Шл. – оз. Шламонакопительное.

Таким образом, во всех исследованных водоемах с течением времени произошло увеличение показателей количественного развития фитопланктона. Соответственно уровень органического загрязнения озер, рассчитанный по биомассе фитопланктона увеличился от 1990-х к 2014 г. В группе «природных» водоемов доля синезеленых водорослей в формировании показателей количе-

ственного развития фитопланктона повышалась, при снижении таковой диатомовых и зеленых. Среди «техногенных» водоемов в оз. Отстойник в 2014 г. роль синезеленых водорослей несколько снизилась, а значимость участия динофитовых и зеленых водорослей, возросла. В оз. Шламонакопительное к 2001 г. роль синезеленых водорослей в формировании численности и биомассы фитопланктона возросла на фоне снижения доли диатомовых и криптофитовых водорослей.

Во всех природных водоемах отмечалось увеличение роли водорослей «осцилляториевого» комплекса S<sub>1</sub>-типа в формировании общей численности и биомассы фитопланктона. Эта закономерность проявлялась на фоне увеличения концентраций азота и его аммонийной формы и роста соотношения азота к фосфору.

Значения вариабельности динамики биомассы были высоки во все периоды исследования. Стабилизация этого показателя от 1991 г. к 2014 г. происходила за счет повышения значений минимальной биомассы и повышение уровня летне-осенних показателей, в т.ч. благодаря интенсивному развитию синезеленых водорослей. Это свидетельствует о снижении устойчивости фитопланктонного сообщества от 1990-х к 2014 г. вследствие загрязнения и антропогенного эвтрофирования (Алимов, 2000; Никулина, 2003; Ивантер, Коросов, 2010; Сиделев, Бабаназарова, 2011).

Повышение минимальных показателей биомассы фитопланктона в «природных» водоемах связан со значительным возрастанием численности мелко-клеточных форм синезеленых водорослей (r-стратегов). Значительное увеличение показателей биомассы в оз. Отстойник связаны с развитием в нем крупноклеточных динофитовых водорослей (k-стратегов).

## ГЛАВА 6. ДИНАМИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ВИДОВОГО РАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ИССЛЕДУЕМЫХ ВОДОЕМОВ

Видовое разнообразие – одна из важнейших характеристик сообщества фитопланктона, отражающая степень сложности его структуры, по которой можно судить и об экологических условиях развития водорослей. Известно, что в благоприятных условиях формируются богатые по числу видов (таксонов) биоценозы, которые отличаются полидоминантностью, т. е. в роли доминирующих могут выступать 5–6 и более видов. К таким водоемам, как правило, относятся те, в которых в состав доминирующего комплекса входят несколько видов водорослей, одновременно или сменяя друг друга в течение года, или водоемы, в которых численность и биомасса фитопланктона могут быть невысоки, но равномерно распределены между видами.

В сообществах водорослей, обитающих в экстремальных условиях, как правило, снижается видовое (таксономическое) разнообразие, и они становятся монодоминантными, т. е. высокую численность и биомассу имеет 1, в крайнем случае, 2 вида. Примерами экосистем, развивающихся в экстремальных условиях, могут служить сильно загрязнённые участки водоёма. Чаще всего именно в таких условиях происходит изменение структуры сообществ водорослей и снижение видового разнообразия фитопланктона (Одум, 1975; Романенко, 2004).

Для количественной характеристики видового разнообразия использовали индекс Шеннона, который интегрирует в себе два показателя – общее число видов и степень их участия в сообществе (эквитабельность). Для выделения из него составляющей, характеризующую степень участия видов, рассчитывали меру выравнивания – индекс Пиелу (Одум, 1975; Мэггаран, 1992).

Многолетняя динамика показателей ценотического разнообразия фитопланктона Васильевских озер представлена на рис. 16. Как и при анализе показателей количественного развития водорослей, мы опирались на средние значения индексов Шеннона ( $H_N$  и  $H_B$  по численности и биомассе соответственно) и

Пиелу ( $E_N$  – по численности;  $E_B$  – по биомассе) за вегетационный сезон (с мая по ноябрь).

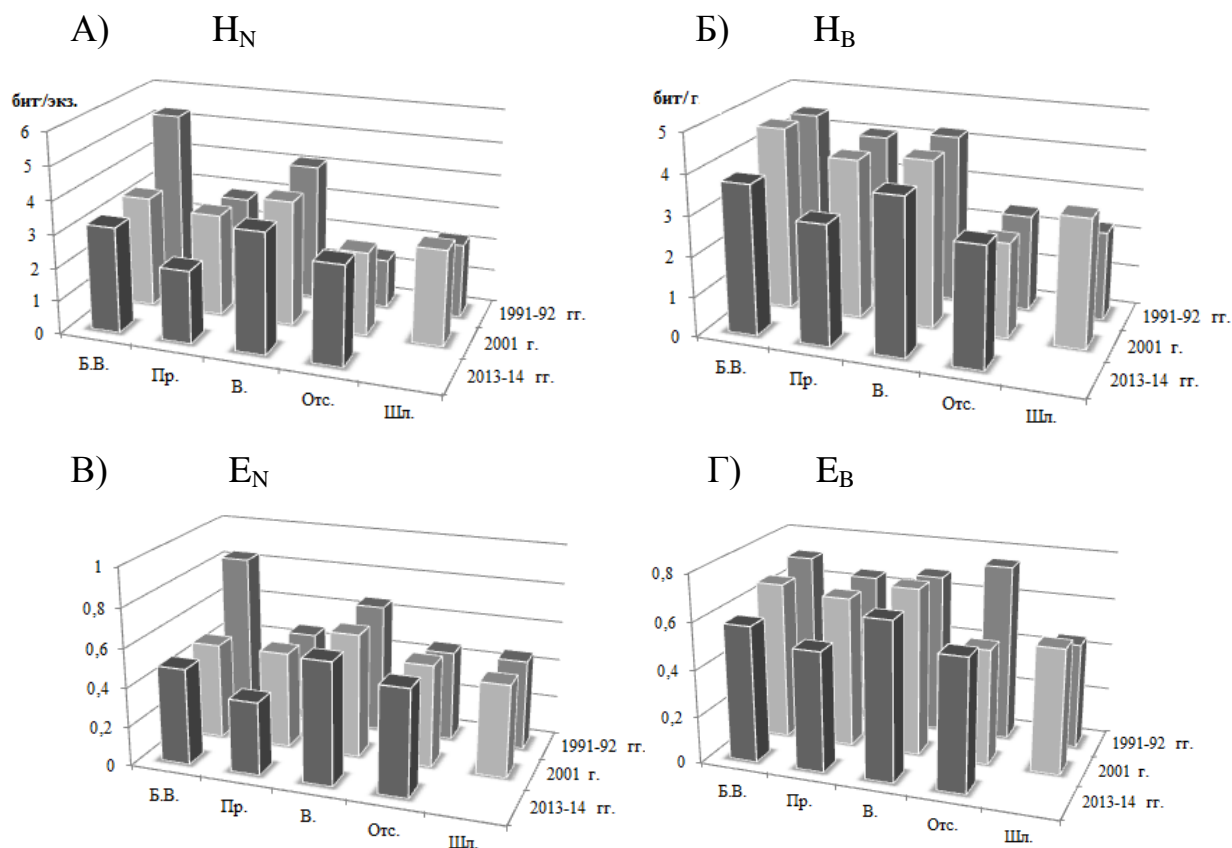


Рис. 16. Многолетняя динамика средних значений ценогического разнообразия и выравненности фитопланктона Васильевских озер в 1991-2014 гг.

Обозначения. Б.В. – оз. Б. Васильевское; Пр. – оз. Прудовиков; В. – оз. Восьмерка; Отс. – оз. Отстойник; Шл. – оз. Шламонакопительное.

Динамика средних за период исследования значений индексов Шеннона и выравненности Пиелу, рассчитанных применительно к численности и биомассе фитопланктона, были, как правило, синхронны. В группе так называемых «природных» водоемов, отмечалось устойчивое снижение показателей этих индексов от 1991 г. к 2014 г. Так, в оз. Б. Васильевское значения  $H_N$  и  $H_B$  уменьшились в 1,7 раза и 1,2 раза соответственно, в оз. Прудовиков – в 1,4 раза и 1,3 раза, в оз. Восьмерка – в 1,2 раза и 1,1 раза. Уменьшились и среднесезонные показатели выравненности сообществ. В оз. Б. Васильевское значения  $E_N$  и  $E_B$  снизились в 1,7 и 1,2 раза соответственно. В оз. Прудовиков каждый показатель

уменьшился в 1,3 раза. В оз. Восьмерка выравненность сообществ изменилась незначительно – в 1,1 раза.

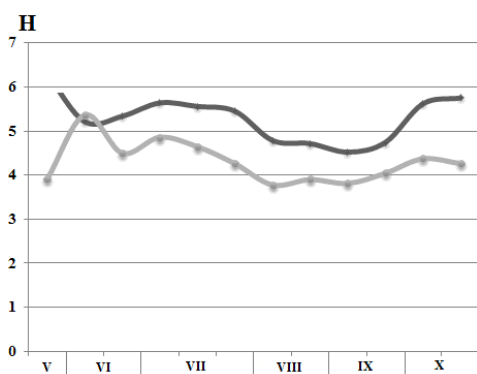
Отметим, что во всех водоемах данной групп уменьшение видового разнообразия и выравненности сообщества фитопланктона происходило на фоне увеличения общей численности и биомассы. Такая тенденция вообще характерна для экосистем с жесткими условиями существования и отмечается при увеличении трофности вод (Охапкин, 1998, Романенко, 2004).

Экосистемы «техногенных» водоемов в начальный период исследования характеризовались невысоким биотическим разнообразием и низкими показателями количественного развития фитопланктона, что, скорее всего, было связано с воздействием токсичных веществ. После прекращения техногенной эксплуатации отмечалась тенденция к увеличению показателей видового разнообразия и выравненности сообществ. В оз. Отстойник значения  $H_N$  и  $H_B$  увеличились к 2014 г. в 2,1 и 1,2 раза соответственно. Значения  $E_N$  выросли в 1,2 раза,  $E_B$  уменьшилась в 1,4 раза. Это можно связать с активной вегетацией крупноклеточных динофитовых водорослей в водоеме в данный период. В оз. Шламо-накопительное значения  $H_N$  и  $H_B$  в 2001 г. выросли в 1,3 и 1,5 раза соответственно. Показатель  $E_N$  остался практически на том же уровне, а значения  $E_B$  увеличились незначительно в 1,1 раза.

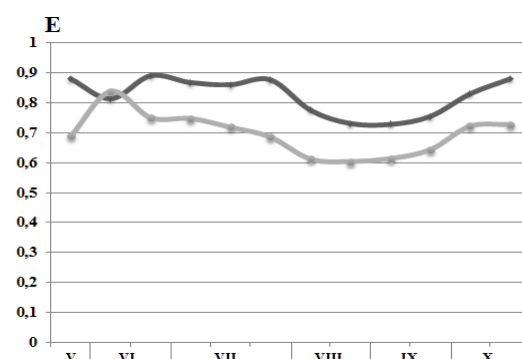
Для анализа сезонной динамики индексов видового разнообразия и выравненности фитопланктона в Васильевских озерах использовались значения, рассчитанные для поверхностного горизонта открытой пелагической зоны водоемов. Она имела свои особенности в каждом из озер.

В оз. Б. Васильевское в 1991-92 гг. индексы видового разнообразия Шеннона были высоки и изменялись в пределах:  $H_N = 4,52-5,29$  бит/экз.;  $H_B = 3,77 - 5,37$  бит/г (рис. 17А; рис. 17Б). Уровень выравненности видов в сообществе был также высок:  $E_N = 0,69-0,88$ ;  $E_B = 0,60-0,75$ . Максимальные величины видового разнообразия и выравненности по численности отмечались в мае и в октябре. В этот период в водоеме комплексы доминирующих видов были полидоминантными (5-6 видов), а уровень доминирования одного вида не превышал 17%.

А) Индекс Шеннона

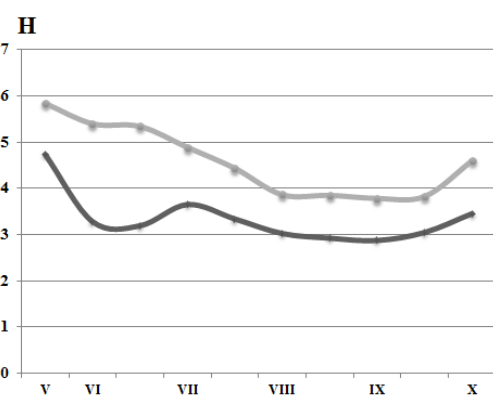


Б) Индекс Пиелу

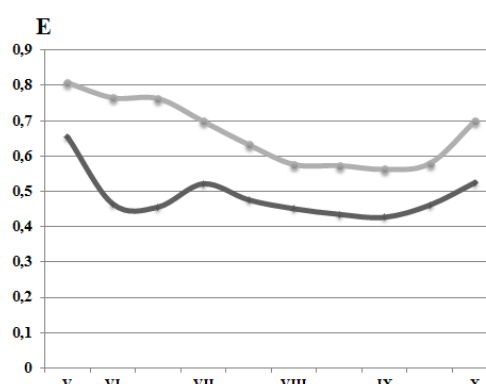


1991-1992 гг.

В)

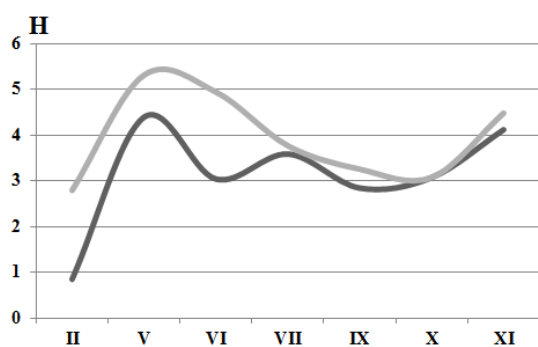


Г)

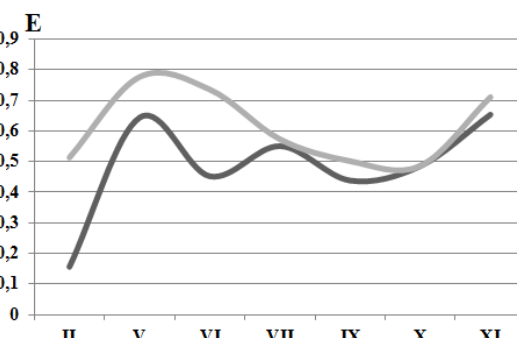


2001 г.

Д)



Е)



2013-2014 гг.

— индексы Шеннона (бит/экз.) и Пиелу, рассчитанные по численности фитопланктона  
 - - индексы Шеннона (бит/г) и Пиелу, рассчитанные по биомассе фитопланктона

Рис. 17. Сезонная динамика показателей видового разнообразия и выравненности сообществ фитопланктона в оз. Б. Васильевское в 1991-2014 гг.

В июне отмечалось жесткое доминирование *Microcystis pulverea* (>50%), что способствовало снижению видового разнообразия и выравненности сообществ.

щества. В июле происходила постепенная смена состава доминирующего комплекса, поэтому уровень видового разнообразия и выравненности сообщества возрастал. Ведущая роль постепенно переходила к *Microcystis aeruginosa*, *M. Wesenbergii* и *Aphanozomenon flos-aquae*. Минимальные значения  $H_N$  отмечались в конце августа-начале сентября, в период «цветения» воды, когда уровень доминирования *Microcystis aeruginosa* был более 50%

Характер кривых динамики индексов Шеннона и Пиелу по биомассе не всегда совпадал с аналогичными кривыми индексов, рассчитанных относительно численности. Так, индексы  $H_B$  и  $E_B$  были низки в мае, когда по численности преобладали мелкоклеточные синезеленые водоросли, а основной вклад в формирование биомассы вносили крупноклеточные диатомовые. В июне их значения повышались, так как мелкоклеточная водоросль *Microcystis pulverea* даже при относительно высокой численности не смогла оказать существенного влияния на формирование показателей биомассы. Во второй половине-начале осени (период ярко выраженного доминирования *Microcystis aeruginosa*) характер динамик этих индексов относительно численности и биомассы был схож. В конце осени, когда по численности преобладали 4-5 видов из зеленых и мелкоклеточных синезеленых водорослей, основной вклад в формирование биомассы вносили более крупноклеточные криптофитовые и динофитовые водоросли.

В 2001 г. в оз. Б. Васильевское значения показателей видового разнообразия и выравненности были ниже, чем на начальном этапе.  $H_N$  и  $H_B$  изменялись в пределах 2,87-4,73 бит/экз. и 3,78-5,73 бит/г соответственно. Сообщество также отличалось меньшей выравненностью:  $E_N = 0,42-0,65$ ;  $E_B = 0,56-0,81$ . Наибольшие значения регистрировались в мае (рис. 17В; рис. 17Г). В это время уровень доминирования по численности мелкоклеточных синезеленых водорослей не превышал 17%, а комплекс сопутствующих видов состоял из 6-8 таксонов. По биомассе доминирование диатомовых водорослей также было нежестким.

В июне значения индексов Шеннона по численности и биомассе отличались более всего. Это было связано с тем, что по численности в этот период преобладали мелкоклеточные синезеленые водоросли (до 86% от суммарных

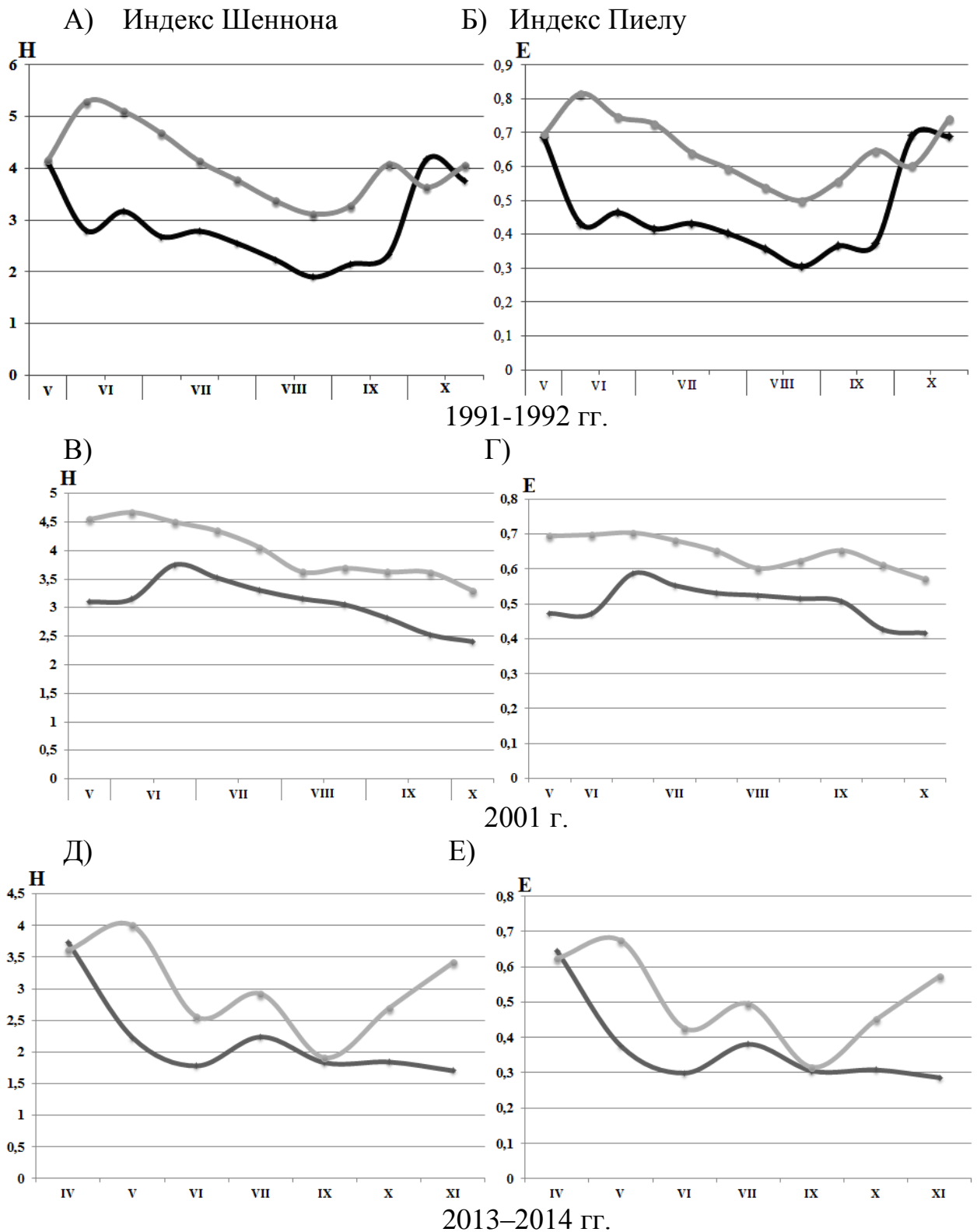


значений), в первую очередь, *Microcystis pulverea*. Показатели биомассы, помимо синезеленых (35-40% от общих значений), также определялись вегетацией более крупноклеточных зеленых (36-40%) и диатомовых водорослей (10-15%). В конце августа-начале сентября во время наиболее интенсивного «цветения» водоема синезелеными водорослями уровень видового разнообразия по численности оценивался как низкий ( $H_N < 3$ ). Кривые динамики выравненности видов совпадали с аналогичными кривыми динамики видового разнообразия.

В 2013-14 гг. индексы видового разнообразия и выравненности относительно численности фитопланктона в подледный период были невысоки ( $H_N=0,85$  бит/экз;  $E_N=0,15$ ), что было связано с активным развитием мелкоклеточных нитчатых синезеленых водорослей. Индекс Шеннона относительно биомассы в этот период был существенно выше ( $H_B = 2,79$  бит/г;  $E_B = 0,51$ ), так как в состав доминирующего комплекса по биомассе кроме синезеленых водорослей входили еще и более крупноклеточные криптофитовые. В период открытой воды варьировали в диапазоне 2,71-4,32 бит/экз. по численности, 2,88-4,94 бит/г по биомассе. Выравненность изменялась в пределах от 0,43-0,71 и от 0,43-0,81 по численности и биомассе соответственно (рис. 17Д; рис. 17Е). Как, и в предыдущие периоды исследования, наибольшее видовое разнообразие и выравненность сообществ отмечалась в мае. В июне в связи с активной вегетацией *Microcystis pulverea* различия в кривых динамики видового разнообразия и выравненности по численности и биомассе были максимальны. В период интенсивного «цветения» воды показатели индексов были минимальны.

В оз. Прудовиков в 1991-92 гг. индексы видового разнообразия, рассчитанные по численности фитопланктона, и изменялись в пределах  $H_N = 1,89-4,12$  бит/экз. при выравненности  $E_N = 0,3-0,69$  (рис. 18А; рис. 18Б).

Аналогичные показатели, рассчитанные по биомассе, были существенно выше  $H_B = 3,11-5,27$  бит/г,  $E_B = 0,53-0,81$ . Это было связано с тем, что по численности сообщество было преимущественно монодоминантным, с преобладанием в составе доминирующего комплекса из синезеленых водорослей.



— индексы Шеннона (бит/экз.) и Пиелу, рассчитанные по численности фитопланктона  
 — индексы Шеннона (бит/г) и Пиелу, рассчитанные по биомассе фитопланктона

Рис. 18. Сезонная динамика показателей видового разнообразия и выравнимости сообществ фитопланктона в оз. Прудовиков в 1991-2014 гг.

В составе доминирующего по биомассе комплекса, число видов было приблизительно таким же, однако степень доминирования выражалась не так

явно. Среди доминант по биомассе были представители отделов диатомовых, динофитовых и зеленых водорослей.

В весенний период значения индексов видового разнообразия и выравнимости сообщества как по численности, так и по биомассе были высоки. В июне, в период активного развития *Microcystis pulverea*, значения индексов  $H_N$  и  $E_N$  существенно снижались. Тогда как  $H_B$  и  $E_B$ , напротив, возрастают, так как в начале июня вклад в формирование биомассы достаточно ровно распределен между массовыми видами водорослей, а уровень доминирования не превышал 10%. С июня по сентябрь происходил переход от полидоминантного сообщества к монодоминантному. Отмечалось увеличение роли синезеленых водорослей в формировании общей численности (*Microcystis aeruginosa*, *Planktolyngbya limnetica*). По биомассе преобладали преимущественно *Microcystis aeruginosa* и *Ceratium hirundinella*, последний при весьма низкой численности. В осенний период также отмечался рост индексов видового разнообразия и выравнимости сообщества. После периода «цветения» воды уровень доминирования синезеленых водорослей в формировании численности снижался, а доминантами по биомассе становились не столь многочисленные центрические диатомовые водоросли.

В 2001 г. значения индексов видового разнообразия фитопланктона варьировали в пределах:  $H_N = 2,40-3,75$  бит/экз. и  $H_B = 3,29-4,54$  бит/г (рис. 18В; рис. 18Г). Выравнимость сообщества фитопланктона изменялась в пределах:  $E_N = 0,38-0,62$ ;  $E_B = 0,56-0,83$ . Кривая динамики видового разнообразия, рассчитанная относительно численности, фитопланктона возрастала от мая к июню. В этот период доминирующий комплекс состоял из 4 видов водорослей, уровень их доминирования снижался, а равномерность распределения возрастала. Начиная с июля, по мере усиления доминирования нитчатых безгетероцистных форм, отмечалось снижение индексов  $H_N$ . Кривая динамики индексов видового разнообразия, рассчитанных относительно биомассы фитопланктона, была схожа с аналогичной кривой для  $H_N$ . Исключение традиционно составляло начало июня, когда уровень доминирования синезеленых водорослей относи-

тельно численности и биомассы различия более всего. Характер кривых выравнивания сообщества, рассчитанных для численности и биомассы фитопланктона совпадал с аналогичными кривыми видового разнообразия.

В 2013-14 гг. в оз. Прудовиков средний уровень видового разнообразия и степень выравнивания сообщества водорослей снизился. Индексы видового разнообразия изменялись в пределах:  $H_N = 1,70 - 3,72$  бит/экз. и  $H_B = 1,91 - 3,99$  бит/г (рис. 18Д; рис. 18Е). Выравнивание сообщества варьировало:  $E_N = 0,28 - 0,64$ ;  $E_B = 0,32 - 0,67$ . После освобождения водоема ото льда индексы видового разнообразия и выравнивания сообщества были высоки. По численности сообщество было полидоминантным, по биомассе – комплекс доминирующих форм состоял из 2 видов, при этом уровень доминирования был значительным, но не жестким. В мае по численности преобладали мелкоклеточные нитчатые безгетероцистные формы (*Planktolyngbya limnetica*, *Pseudoanabaena limnetica*), которые не оказывали столь сильного влияния на формирование биомассы. Поэтому в этот период отмечалось максимальное расхождение значений индексов, рассчитанных применительно к численности и биомассе. Начиная с июня и по сентябрь, когда как по численности, так и по биомассе преобладала преимущественно *Geitlerinema amphibium*, значения индексов видового разнообразия и выравнивания оценивались как недостаточные. Колебания зависели от степени доминирования *Geitlerinema amphibium* и других сопутствующих ей нитчатых безгетероцистных форм. Со второй половины сентября доминирующей формой по численности становится более мелкоклеточная *Planktolyngbya limnetica*, поэтому индексы, рассчитанные применительно к биомассе фитопланктона возрастают.

В оз. Восьмерка в 1991-92 гг. индексы видового разнообразия и выравнивания сообщества были высоки в течение всего периода исследования:  $H_N = 3,26 - 4,96$  бит/экз. и  $H_B = 3,79 - 4,95$  бит/г;  $E_N = 0,57 - 0,82$ ;  $E_B = 0,61 - 0,78$  (рис. 19А; рис. 19Б).

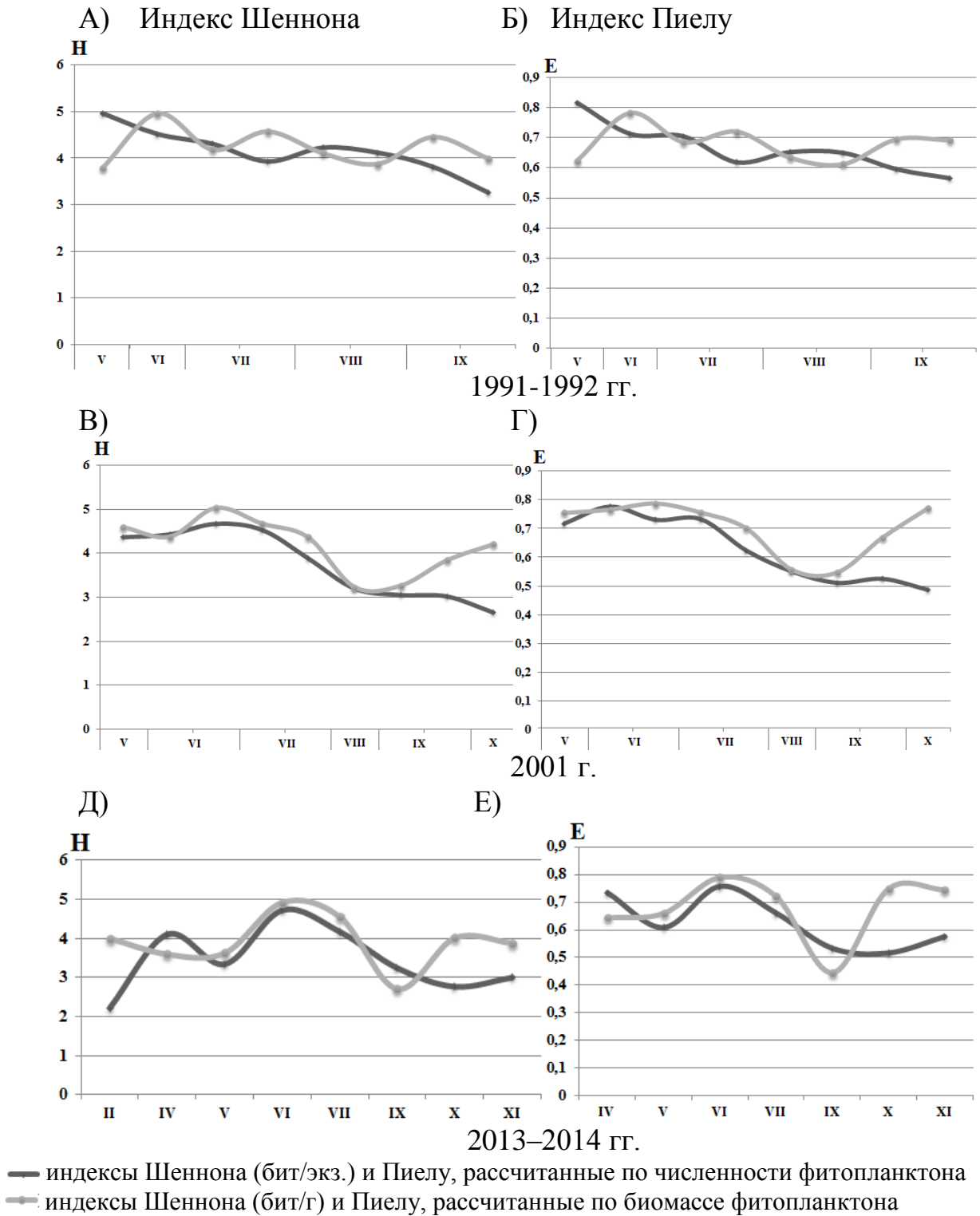


Рис. 19. Сезонная динамика показателей видового разнообразия и выравниности сообществ фитопланктона в оз. Восьмерка в 1991-2014 гг.

Отмечалась общая тенденция к уменьшению этих показателей от весны к осени по мере нарастания «цветения» воды. Примечательно, что в данном водоеме изменения значений индексов видового разнообразия и выравниности в

это время происходило волнообразно, отражая изменения в структуре комплексов доминирующих видов и уровне их влияния.

Значения индексов, рассчитанные относительно численности и биомассы, фитопланктона находились в противофазе. Это связано с тем, что по численности преобладали синезеленые водоросли, тогда как по биомассе, в основном, в ранг доминант входили диатомовые, криптофитовые и динофитовые водоросли. В осенний период, когда сообщества были полидоминантными и по численности и по биомассе, а уровень доминирования преобладающих форм был примерно равен, изменения этих значений были синхронны.

В 2001 г. в оз. Восьмерка значения индексов видового разнообразия и выравненности сообщества были несколько ниже и изменялись в пределах:  $H_N = 2,6522-4,67$  бит/экз. и  $H_B = 3,23-5,03$  бит/г;  $E_N = 0,49-0,77$ ;  $E_B = 0,54-0,79$  (рис. 19В; рис. 19Г). В период с мая по сентябрь изменения индексов, рассчитанных относительно численности и биомассы фитопланктона, стали более синхронными, по сравнению с 1991-92 гг. Вероятно, это было связано с перестройками в составе доминирующих комплексов. По численности усиливалось доминирование синезеленых водорослей, по биомассе – динофитовых. Тенденция к уменьшению показателей видового разнообразия и выравненности сообщества от июня к августу сохранялась. Наименьшие значения отмечались в период «цветения» воды, затем шло их увеличение.

Значения индексов, рассчитанные относительно численности и биомассы, фитопланктона находились в противофазе. Это связано с тем, что по численности преобладали синезеленые водоросли, тогда как по биомассе, в основном, в ранг доминант входили диатомовые, криптофитовые и динофитовые водоросли. В осенний период, когда сообщества были полидоминантными и по численности и по биомассе, а уровень доминирования преобладающих форм был примерно равен, изменения этих значений были синхронны.

В 2001 г. в оз. Восьмерка значения индексов видового разнообразия и выравненности сообщества были несколько ниже и изменялись в пределах:  $H_N = 2,65-4,67$  бит/экз. и  $H_B = 3,23-5,03$  бит/г;  $E_N = 0,49-0,77$ ;  $E_B = 0,54-0,79$  (рис.

19В; рис. 19Г). В период с мая по сентябрь изменения индексов, рассчитанных относительно численности и биомассы фитопланктона, стали более синхронными, по сравнению с 1991-92 гг. Вероятно, это было связано с перестройками в составе доминирующих комплексов. По численности усиливалось доминирование синезеленых водорослей, по биомассе – динофитовых. Тенденция к уменьшению показателей видового разнообразия и выравненности сообщества от июня к августу сохранялась. Наименьшие значения отмечались в период «цветения» воды, затем шло их увеличение.

В осенний период сообщество фитопланктона все более приближается к монодоминантному типу в связи с интенсивным развитием в водоеме *Planktothrix agardhii* и *Planktolyngbya limnetica*. В отношении доминант по биомассе фитопланктона наблюдался обратный процесс: уровень доминирования крупноклеточных форм водорослей становился все менее жестким. Поэтому значения индексов видового разнообразия фитопланктона и выравненности сообщества по численности уменьшались, а по биомассе – увеличивались.

В 2013–14 гг. в подледный период воз. Восьмерка уровень видового разнообразия и выравненности сообщества, рассчитанные применительно к численности фитопланктона, были ниже, чем аналогичные показатели, рассчитанные применительно к биомассе ( $H_N = 2,22$  бит/экз. и  $H_B = 3,99$  бит/г;  $E_N = 0,44$ ;  $E_B = 0,79$ ). В этот период по численности преобладали нитчатые безгетероцистные формы синезеленых водорослей. К доминантам по биомассе же относились крупноклеточные представители различных отделов. В период открытой воды значения индексов изменялись в пределах:  $H_N = 2,76–4,72$  бит/экз. и  $H_B = 2,70–4,92$  бит/г;  $E_N = 0,44–0,76$ ;  $E_B = 0,46–0,79$  (рис. 19Д; рис. 19Е). Кривая динамики видового разнообразия и выравненности сообщества снижалась от апреля к маю, когда в составе доминирующего комплекса появились нитчатые безгетероцистные формы синезеленых водорослей, которые сменили диатомовые и зеленые. В июне отмечалось повышение этих индексов, связанное в связи с понижением уровня доминирования цианопрокариот на фоне традиционного «всплеска» хлорококковых водорослей. С июня по октябрь отмечалось умень-

шение видového разнообразия и выравненности сообщества водорослей в связи с увеличением интенсивности развития ряда видов нитчатых синезеленых водорослей. В ноябре уровень их доминирования снижался, а уровень видového разнообразия и выравненности сообщества возрастал.

Кривые динамики видového разнообразия и выравненности сообществ относительно биомассы фитопланктона оз. Восьмерка возрастали от апреля к июню, по мере увеличения полидоминантности сообщества и снижения уровня доминирования диатомовых водорослей. Снижение показателей видového разнообразия и выравненности сообщества фитопланктона в летний период было связано с усилением в формировании общей численности роли крупноклеточной динофитовой водоросли *Ceratium hirundinella*. В осенний период ее сменяли не столь крупноклеточные представители других отделов водорослей. Число видов в составе доминирующего комплекса возрастало, а степень доминирования отдельных видов снижалась. Уровень видového разнообразия и выравненности сообщества при этом увеличивался.

В оз. Отстойник в 1991-92 гг. уровень видového разнообразия фитопланктона был очень низким в течение большей части вегетационного сезона ( $H_N = 0,78-2,23$  бит/экз.;  $H_B = 1,27-3,91$  бит/г) (рис. 20А; рис. 20Б).

Значения индексов выравненности сообщества применительно к численности были также низки ( $E_N = 0,18-0,79$ ). Выравненность сообщества, оцененная по биомассе была существенно выше, что, вероятно, было связано с преобладанием мелкоклеточных форм синезеленых водорослей в составе фитопланктона ( $E_B = 0,42-0,89$ ). Кривые сезонных динамик индексов видového разнообразия и выравненности относительно численности и биомассы фитопланктона имели сложный характер, что вероятно, было связано с мощной техногенной нагрузкой на водоем.

Основные тенденции в изменении значений индексов видového разнообразия и выравненности сообществ применительно к численности и биомассе фитопланктона были синхронны. Это связано с тем, что видовой состав домини-



нирующих видов по численности и биомассе фитопланктона, как правило, совпадал и был представлен мелкоклеточными синезелеными водорослями.

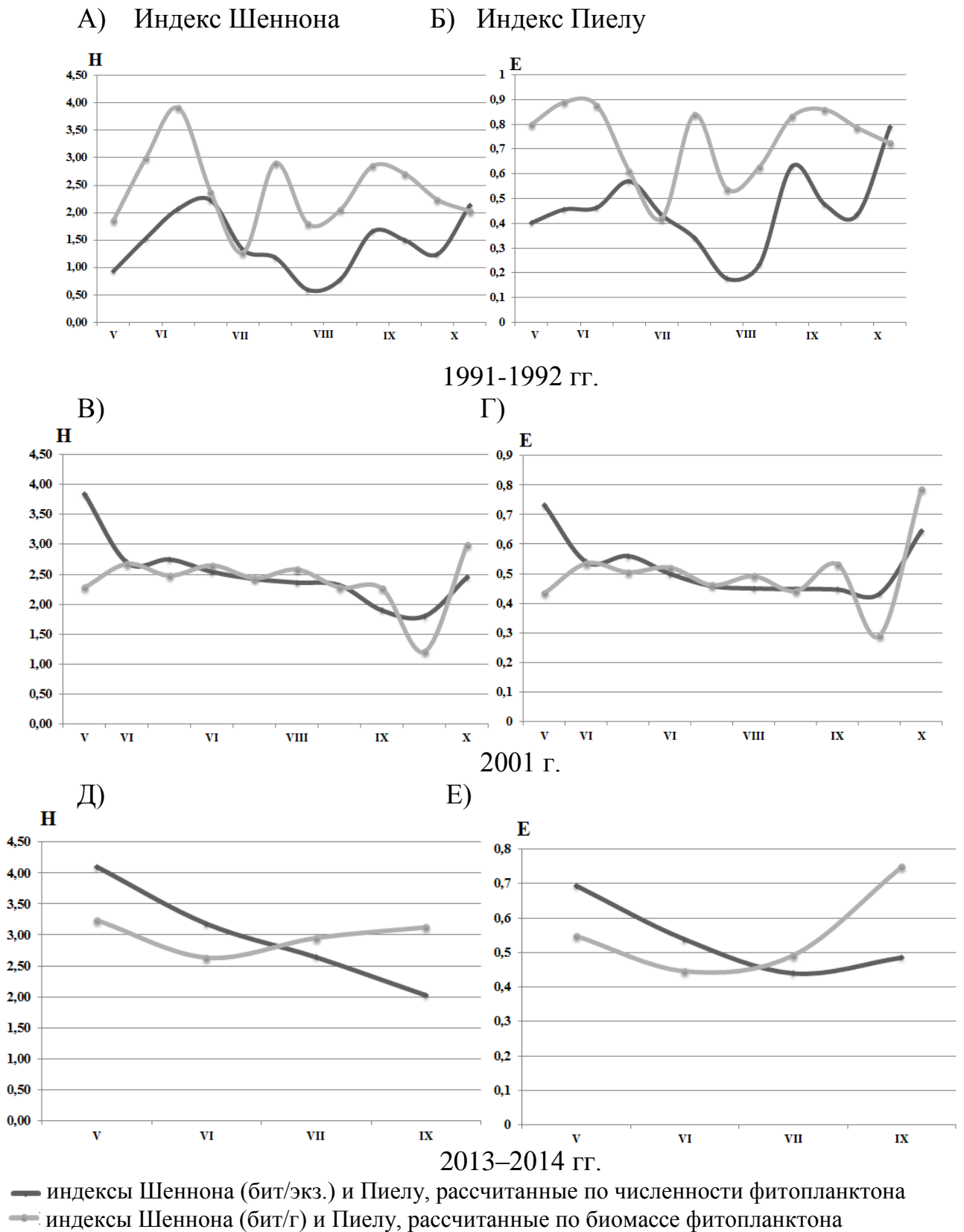


Рис. 20. Сезонная динамика показателей видового разнообразия и выравненности сообществ фитопланктона в оз. Отстойник в 1991-2014 гг.

В 2001 г. уровень видового разнообразия и выравненности применительно к численности фитопланктона увеличивался ( $H_N = 1,81-3,84$  битт/экз.,  $E_N = 0,43-0,73$ ) (рис. 20В; рис. 20Г). Аналогичные показатели, рассчитанные относительно биомассы фитопланктона, напротив, снижались ( $H_B = 1,21-2,99$  битт/г;  $E_B = 0,28-0,53$ ). Это связано, с перестройками в структуре фитопланктона водоема, происходящими после прекращения техногенного воздействия. В результате начавшихся процессов самоочищения и самовосстановления в водоеме по биомассе начали преобладать крупноклеточные представители динофитовых и зеленых водорослей, тогда как основной вклад в формирование численности по-прежнему вносили синезеленые водоросли, при этом уровень доминирования цианопрокариот снижался.

В весенний период значения индексов видового разнообразия и выравненности сообществ, рассчитанных относительно численности фитопланктона были высоки, так как уровень доминирования синезеленых водорослей оставался низким. По мере увеличения интенсивности их развития данные показатели снижались от мая к октябрю. В середине осени, когда уровень доминирования отдельно взятого вида не превышал 30%, значения  $H_N$  и  $E_N$  вновь возрастали.

Значения индексов видового разнообразия и выравненности сообщества, рассчитанных по биомассе фитопланктона, несколько увеличивались от мая к июню, что было связано с увеличением полидоминантности комплекса преобладающих форм водорослей. От лета к осени, также как и в случае с численностью, уровень видового разнообразия и выравненности фитопланктона снижался. Это во многом было связано с усилением доминирования динофитовой водоросли *Peridiniopsis elpatiewsky*, пик доминирования которой приходился на вторую половину сентября (более 75%). В октябре произошла смена состава доминирующих форм водорослей. В это время доминанты были представлены 4-5 видами синезеленых водорослей.

В 2014 г. в оз. Отстойник произошло увеличение показателей видового разнообразия и выравненности сообщества фитопланктона ( $H_N = 2,02-4,10$

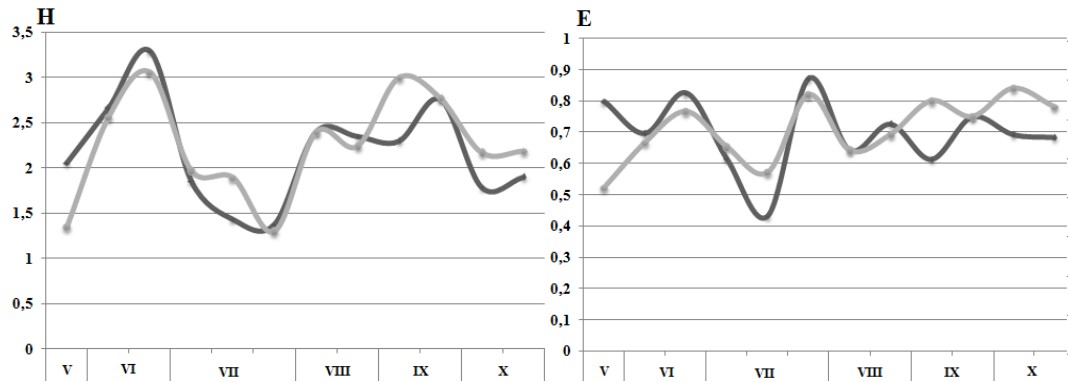
бит/экз. и  $H_B = 2,63-3,24$  бит/г;  $E_N = 0,44-0,7$ ;  $E_B = 0,45-0,75$ ) (рис. 20Д; рис. 20Д). В период с мая по июль значения индексов видового разнообразия и выравненности сообщества как по численности, так и по биомассе фитопланктона понижались. В этот период нарастала степень влияния по численности синезеленых водорослей; по биомассе – происходила смена доминирования динофитовых водорослей в мае на доминирование зеленых в июне. В осенний период интенсивность развития синезеленых водорослей продолжила нарастать, хотя комплекс доминирующих видов расширился. Поэтому уровень видового разнообразия продолжил уменьшаться, а степень выравненности сообщества, напротив, возросла. Применительно к значениям биомассы фитопланктона уровень видового разнообразия и выравненности стал повышаться, что было связано с уменьшением степени доминирования динофитовых водорослей и последующей смене состава доминирующих форм.

В оз. Шламонакопительное в 1991-92 гг. индексы видового разнообразия Шеннона варьировали в широком диапазоне ( $H_N = 1,24-3,31$  бит/экз. и  $H_B = 1,35-3,17$  бит/г). Кривые их динамики имели сложный характер (рис. 21А).

Так уровень видового разнообразия увеличивался от мая к июню. Вероятно, это было связано со снижением степени доминирования преобладающих по численности и биомассе видов зеленых водорослей. В июле в период интенсивного доминирования синезеленых по численности и криптофитовых и синезеленых водорослей по биомассе, индексы Шеннона уменьшались. С августа по сентябрь видовое разнообразие увеличивалось. В это время происходили перестройки в составе доминирующих комплексов, с постепенным нарастанием доминирования *Aphanozomenon flos-aquae*. В осенний период вновь отмечается интенсивное развитие нитчатых безгетероцистных форм, в первую очередь, *Pseudoanabaena limnetica* и *Limnотrix planctonica*. По биомассе в этот период преобладают диатомовые и криптофитовые водоросли. Комплексы были монодоминантны.

А) Индекс Шеннона

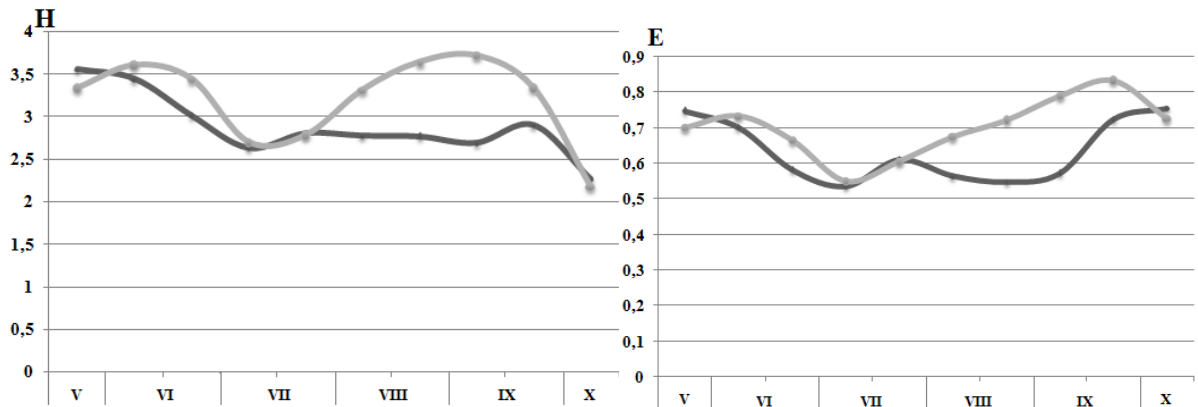
Б) Индекс Пиелу



1991-1992 гг.

В)

Г)



2001 г.

— индексы Шеннона (бит/экз.) и Пиелу, рассчитанные по численности фитопланктона  
 - - индексы Шеннона (бит/г) и Пиелу, рассчитанные по биомассе фитопланктона

Рис. 21. Сезонная динамика показателей видового разнообразия и выравненности сообществ фитопланктона в оз. Шламонакопительное в 1991-2001 гг.

Кривые выравненности сообщества в период интенсивной техногенной нагрузки также имели сложный, многовершинный характер, отражающий смену качественного состава доминирующих комплексов и степени доминирования видов водорослей, в него входящих ( $E_N = 0,42-0,87$ ;  $E_B = 0,53-0,84$ ) (рис. 21Б). Наибольшие отличия выравненности сообщества, рассчитанные по численности и по биомассе фитопланктона, отмечались в периоды, когда численность определялась вегетацией мелкоклеточных цианопрокариот, а показатели биомассы – от более крупноклеточных зеленых (май-июнь) или криптофитовых и диатомовых водорослей (сентябрь-октябрь). Как было сказано ранее, этот

водоем испытывает значительную техногенную нагрузку, включая и токсикогенную. Периодичность таких выбросов в водоем нам неизвестна, поэтому мы можем только предположить, что пилообразный характер кривых выравненности сообщества и по численности и по биомассе связан именно с выбросами токсических веществ.

В 2001 г. в оз. Шламонакопительное уровень видового разнообразия фитопланктона возрастал ( $H_N = 1,81-3,84$  бит/экз.;  $H_B = 1,21-2,99$  бит/г), а выравненность сообщества снижается ( $E_N = 0,3-0,65$ ;  $E_B = 0,22-0,49$ ) (рис. 21В; рис. 21Г). Вероятно, это связано с тем, что после снятия техногенной нагрузки видовое богатство водорослей возрастало. Однако, в связи с процессами пересыхания в водоеме в летний период уровень доминирования синезеленых водорослей увеличивался, что привело к снижению выравненности сообщества в это время. В октябре, по мере формирования полидоминантных комплексов с участием синезеленых, криптофитовых и зеленых водорослей эти показатели, вновь начинали возрастать.

Согласно современной концепции видового разнообразия в экологии индекс разнообразия Шеннона можно рассматривать как функцию числа видов и степени выравненности их обилия в сообществе (Песенко, 1982; Корнева, 2015). Показатели видового разнообразия фитопланктона озер из группы так называемых «природных» водоемов, как по численности, так и по биомассе были наиболее тесно скоррелированы с выравненностью и доминированием ( $R_s = 0,55-0,88$ ) и слабо с удельным видовым богатством ( $R_s = 0,11-0,32$ ). Определяющая роль выравненности в формировании ценотического разнообразия сообществ фитопланктона в данных водоемах, возможно, была обусловлена значительным многообразием условий обитания и отсутствием агрессивного стрессогенного фактора, жестко ограничивающим уровень его развития.

В группе «техногенных» водоемов в период интенсивной промышленной эксплуатации, определяющая роль в формировании показателей видового разнообразия отводилась, напротив, удельному видовому богатству ( $R_s = 0,49-0,65$ ). Корреляция с выравненностью и доминированием была ниже ( $R_s =$

0,31–0,42). После прекращения техногенной эксплуатации корреляция видового разнообразия экосистем оз. Отстойник и оз. Шламонакопительное с показателями выравненности и доминирования возрастала ( $R_s = 0,49–0,72$ ).

Анализ соотношения видового разнообразия и уровня продуктивности водоемов выявил для озер из группы «природных» водоемов обратную линейную зависимость ( $R_s = -0,63$ ), то есть с увеличением численности и биомассы фитопланктона в этих водоемах видовое разнообразие снижается. Тот факт, что уменьшение видового разнообразия происходит на фоне увеличения численности и биомассы мелкоклеточных синезеленых водорослей (r-стратегов) указывает на усиление неблагоприятных условий существования в экосистеме (Романенко, 2004). В группе «техногенных» водоемов при увеличении показателей количественного развития отмечался рост видового разнообразия ( $R_s = 0,66$ ), что вероятно, связано со снятием техногенной нагрузки на водоем и процессами самоочищения.

Анализ сводных данных по всем исследуемым водоемам выявил параболическую (квадратичную) зависимость уровня видового разнообразия от биомассы фитопланктона (рис. 22). А

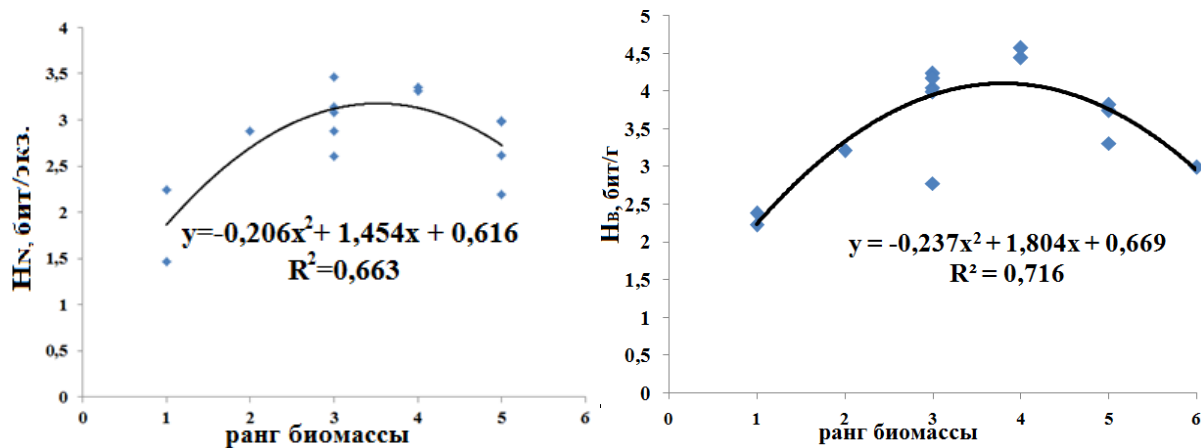


Рис. 22. Связь средних за период исследования индексов разнообразия  $H_N$  (А) и  $H_B$  (Б) с биомассой фитопланктона, ранжированной по значениям, соответствующим различному уровню трофности вод: 1—<1 мг/л; 2 — 2–5 мг/л; 3 — 5–10 мг/л; 4 — 10–15мг/л; 5— 15–20 мг/л; 6 — > 20 мг/л.

Рост видового разнообразия отмечался до перехода водоема к высокоэвфтофному типу. После этого уровень видового разнообразия начинает снижаться. Подобные тенденции отмечались и другими исследователями для разнотипных водоемов, в т.ч. водохранилищ (Корнева, 2015).

Таким образом, установлено, что в группе «природных» водоемов, отмечалось устойчивое снижение показателей видового разнообразия и выравненности сообщества, рассчитанных по численности и биомассе водорослей, от 1991 г. к 2014 г. Эти изменения происходили на фоне увеличения общей численности и биомассы фитопланктона. Такая тенденция характерна для экосистем с жесткими условиями существования и отмечается обычно при увеличении трофности вод (Охапкин, 1998, Романенко, 2004). При этом уменьшение видового разнообразия альгофлоры планктона происходит на фоне увеличения численности и биомассы мелкоклеточных синезеленых водорослей (г-стратегов), что указывает на усиление неблагоприятных условия существования в экосистеме (Романенко, 2004).

Экосистемы «техногенных» водоемов в период интенсивной антропогенной нагрузки характеризовались невысоким биотическим разнообразием и низкими показателями количественного развития фитопланктона, что, скорее всего, было связано с воздействием на водоросли токсичных веществ. После прекращения техногенной эксплуатации отмечалась тенденция к увеличению показателей видового разнообразия и выравненности сообществ альгофлоры планктона этих водоемов, при этом в них по биомассе абсолютными доминантами были крупноклеточные водоросли (к-стратеги) из отдела *Dinophyta*.

## ГЛАВА 7. ДОМИНИРУЮЩИЕ ВИДЫ ВОДОРΟΣЛЕЙ ИССЛЕДОВАНЫХ ВОДОЕМОВ

### 7.1 Сезонная и многолетняя динамика комплекса доминирующих видов водорослей изучаемых водоемов в различные периоды исследования

Состав и динамика популяций доминирующих видов водорослей определяют динамику показателей количественного развития фитопланктона в целом и указывает на экологическую ситуацию в водоеме (Трифенова, 1990).

Доминирование того или иного вида водорослей определяется сочетанием целого ряда абиотических и биотических факторов среды, сочетание которых предсказать практически невозможно. В то же время, при определённых условиях наибольшая вероятность доминирования определённой группы видов вполне определена (Одум, 1975; Романенко, 2004).

Как показывают многочисленные исследования, видовой состав фитопланктона, прежде всего, связан с уровнем органического загрязнения водоёма. Так в водоемах с низким уровнем трофности в фитопланктоне среди массовых видов преобладают золотистые, десмидиевые, динофитовые и центрические диатомовые водоросли. По мере поступления в водоём органических веществ увеличивается роль зелёных хлорококковых водорослей, диатомовых, динофитовых и эвгленовых. В эвтрофных и гипертрофных водоёмах доминируют, как правило, синезелёные и динофитовые водоросли (Трифенова, 1990; Корнева, 2009). В целом, с ростом степени эвтрофирования водоема среди массовых видов водорослей возрастает роль убиквистов-космополитов, способных к миксотрофному типу питания (Трифенова, 1990).

Индекс доминирования Симпсона  $S$ , которые отражает степень преобладания одного вида над другими, дополняет информативность индексов видового разнообразия и выравненности (Одум, 1975).

В группе «природных» водоемов отмечалась тенденция к росту степени доминирования от 1991 г. к 2014 г., как по численности, так и по биомассе фитопланктона (рис. 23).



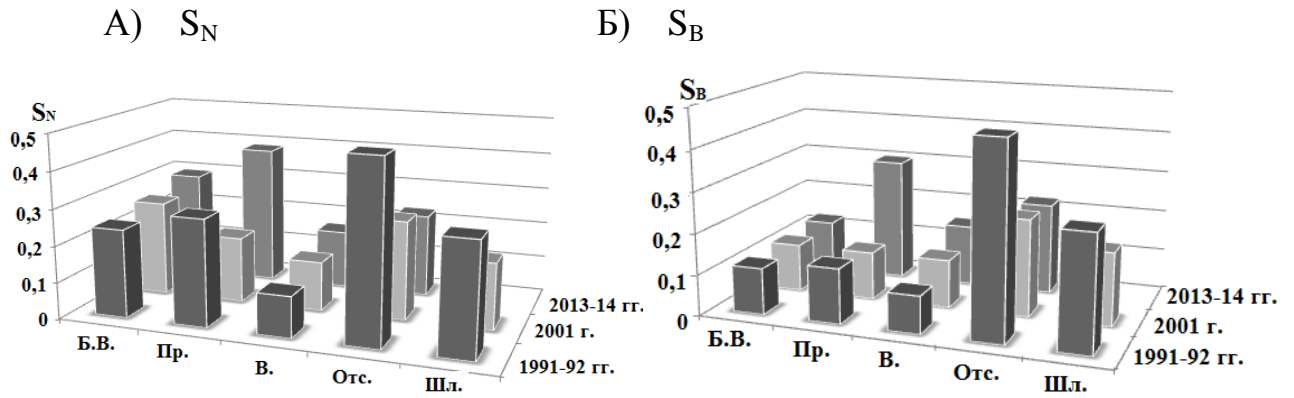


Рис. 23. Многолетняя динамика средних значений индексов доминирования Симпсона фитопланктона Васильевских озер в 1991-2014 гг.

Обозначения:  $S_N$  и  $S_B$  – индекс доминирования Симпсона по численности и биомассы фитопланктона соответственно. Б. В. – оз. Б. Васильевское; Пр. – оз. Прудовиков; В. – оз. Восьмерка; Отс. – оз. Отстойник; Шл. – оз. Шламонакопительное.

Так в оз. Б. Васильевское значения индексов доминирования по Симпсону за этот период увеличились в 1,2 раза как относительно численности, так и относительно биомассы фитопланктона. В оз. Прудовиков значения  $S_N$  и  $S_B$  возросли в 1,3 и в 2,3 раза соответственно, в оз. Восьмерка – в 1,4 и в 1,5 раза. Рост степени доминирования применительно к показателям численности фитопланктона был связан с усилением роли синезеленых водорослей. В оз. Б. Васильевское и в оз. Прудовиков эта же группа водорослей господствовала и по биомассе. В оз. Восьмерка рост индексов доминирования по биомассе был связан, преимущественно, с активным развитием динофитовой водоросли *Ceratium hirundinella* и ряда диатомовых водорослей, которые из-за очень крупных клеток, даже при небольшой численности показывают высокие значения биомассы.

В группе «техногенных» водоемов, напротив, отмечалось снижение среднесезонного уровня доминирования. Так в оз. Отстойник значения индексов  $S_N$  и  $S_B$  снизились в 2,2 и 1,8 раза соответственно, в оз. Шламонакопительное – в 1,7 и 1,6 раза. Вероятно, эти изменения были связаны с перестройкой в составе доминирующих комплексов после прекращения техногенной нагрузки на водоемы.

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Б. Васильевское в различные периоды исследования представлены в табл. 20.

Таблица 20

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Б. Васильевское в различные периоды исследования

Дата	Численность	%	Биомасса	%	
1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	5/V-6/V	<i>Leptolyngbya fragilis</i>	15	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	26
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	12	<i>Melosira varians</i>	20
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	10	<i>Peridiniopsis quadridens</i>	12
		<i>Monoraphidium contortum</i>	10		
	14/VI-16/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	61	<i>Microcystis aeruginosa</i>	10
	23/VI-26/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	40	<i>Cyclotella radiosa</i>	14
		<i>M. aeruginosa</i>	18	<i>Cosmarium abbreviatum</i>	14
				<i>Microcystis aeruginosa</i>	13
	9/VII-11/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	39	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22
		<i>M. pulverea</i>	21		
	19/VII-21/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	45	<i>Microcystis aeruginosa</i>	20
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10		
		<i>Microcystis pulverea</i>	10		
	29/VII-30/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	42	<i>Microcystis aeruginosa</i>	29
		<i>M. wesenbergii</i>	10	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10		
	4/VIII-8/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	52	<i>Microcystis aeruginosa</i>	36
		<i>M. wesenbergii</i>	10	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	12
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10	<i>Microcystis wesenbergii</i>	10
	23/VIII-25/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	54	<i>Microcystis aeruginosa</i>	38
		<i>M. wesenbergii</i>	12	<i>Ceratium hirundinella</i>	12
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11
				<i>Microcystis wesenbergii</i>	10
	4/IX-7/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	56	<i>Microcystis aeruginosa</i>	33
		<i>M. wesenbergii</i>	13	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10	<i>Ceratium hirundinella</i>	10
	16/IX-18/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	56	<i>Microcystis aeruginosa</i>	33
				<i>Ceratium hirundinella</i>	11
	7/X	<i>Microcystis aeruginosa</i>	36	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	18
		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	12	<i>Microcystis aeruginosa</i>	16
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		11	<i>Ceratium hirundinella</i>	10	
27/X	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	18	<i>Ceratium hirundinella</i>	14	
	<i>Monoraphidium contortum</i>	17	<i>Cryptomonas ovata</i>	13	
	<i>Leptolyngbya foveolarum</i>	15	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	10	
	<i>Limnotrix redekei</i>	11			

## Продолжение таблицы 20.

1	2	3	4	5	
2001	15/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	23	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	10
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	18		
		<i>Monoraphidium contortum</i>	10		
	11/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	48	<i>Microcystis aeruginosa</i>	15
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	16		
	26/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	49	<i>Microcystis aeruginosa.</i>	17
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	16		
	11/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	31	<i>Microcystis aeruginosa.</i>	24
		<i>Microcystis pulverea</i>	15	<i>M. wesenbergii</i>	10
		<i>Phormidium molle</i>	15		
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	11		
	20/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	41	<i>Microcystis aeruginosa</i>	30
		<i>Phormidium molle</i>	17	<i>M. wesenbergii</i>	12
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10		
	8/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	56	<i>Microcystis aeruginosa</i>	34
		<i>M. wesenbergii</i>	11	<i>M. wesenbergii</i>	23
	25/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	58	<i>Microcystis aeruginosa</i>	35
		<i>M. wesenbergii</i>	12	<i>M. wesenbergii</i>	22
	7/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	58	<i>Microcystis aeruginosa</i>	35
		<i>M. wesenbergii</i>	11	<i>M. wesenbergii</i>	23
18/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	55	<i>Microcystis aeruginosa</i>	33	
	<i>M. wesenbergii</i>	12	<i>M. wesenbergii</i>	24	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	10	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	10	
24/X	<i>Microcystis aeruginosa</i>	37	<i>Microcystis aeruginosa</i>	29	
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	26	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	10	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	10	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	10	
	<i>Leptolyngbya foveolarum</i>	10			
2013-14	19/II	<i>Planktolyngbia limnetica</i>	92	<i>Planktolyngbia limnetica</i>	38
				<i>Cryptomonas ovata</i>	19
	19/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	30	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	14
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	11	<i>Sphaerodinium cinctum</i>	13
	18/VI-20/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	40	<i>Microcystis aeruginosa</i>	20
		<i>Phormidium molle</i>	18	<i>Phormidium molle f. tenue</i>	10
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	17		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	10		
	22/VII-23/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	28	<i>Microcystis aeruginosa</i>	26
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	15	<i>M. wesenbergii</i>	25
		<i>Phormidium molle</i>	14	<i>Anabaenopsis elenkinii</i>	10
	4/IX-8/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	55	<i>Microcystis aeruginosa</i>	35
		<i>M. wesenbergii</i>	14	<i>M. wesenbergii</i>	29
	14/X-16/X	<i>Microcystis aeruginosa</i>	44	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27
		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	14	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22
		<i>M. wesenbergii</i>	12	<i>M. wesenbergii</i>	20
	12/XI	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	27
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		17	<i>Cyclotella radiosa</i>	10	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		15			

В этом водоеме независимо от периода исследования доминирующий по численности комплекс видов водорослей состоял преимущественно из представителей синезеленых водорослей. В подледный период 2014 г. значения  $S_N$  были наиболее высоки (0,76), что было связано с жестким уровнем доминирования *Planktolyngbia limnetica*.  $S_B$  был существенно ниже и составлял 0,19, так как мелкоклеточная *Planktolyngbia limnetica* не могла оказать столь же сильное влияние на формирование показателей биомассы. Индекс доминирования Симпсона в период открытой воды на каждом этапе исследования варьировал в диапазоне 0,08–0,36 (рис. 24).

Характер сезонной динамики индекса доминирования Симпсона в различные периоды исследования различался незначительно. Как правило, отмечался рост степени доминирования от мая к июню, периоду интенсивного развития *Microcystis pulverea*. В июле происходила постепенная смена доминирующих форм водорослей, сопровождающаяся нарастанием значимости *Microcystis aeruginosa*. Именно с его активной вегетацией было связано повышение значений индексов Симпсона во второй половине лета-первой половине осени. В это время ему сопутствовали в 1991–92 гг. *Microcystis Wesenbergii* и *Aphanozomenon flos-aqua*; в 2001 г. и в 2013–14 гг. – *Microcystis Wesenbergii*, *Planktolyngbia limnetica*, *Phormidium molle*.

В осенний период наблюдалось плавное снижение степени доминирования за счет спада развития летних форм синезеленых водорослей. В 1991–92 гг. место доминант постепенно занимали нитчатые безгетероцистные формы синезеленых водорослей (*Planktolyngbia limnetica*, *Leptolyngbia foveolarum*, *Limnotrix redekei*) и зеленые водоросли (*Monoraphidium contortum*). В 2001 г. в осенний период по мере снижения уровня доминирования *Microcystis aeruginosa* и *Microcystis Wesenbergii* к доминирующему комплексу примыкала нитчатая синезеленая водоросль *Planktolyngbia limnetica*, в 2013–14 гг. – нитчатая синезеленая водоросль *Planktolyngbia limnetica* и зеленая водоросль *Scenedesmus quadricauda*.

Индекс доминирования Симпсона, рассчитанный применительно к биомассе фитопланктона оз. Б. Васильевское, в различные периоды исследования изменялся в пределах 0,03–0,21. Как и в случае с численностью, основу доминирующего по биомассе комплекса видов составляли синезеленые водоросли, которым в определенные периоды сопутствовали диатомовые, динофитовые, криптофитовые, зеленые и стрептофитовые водоросли.

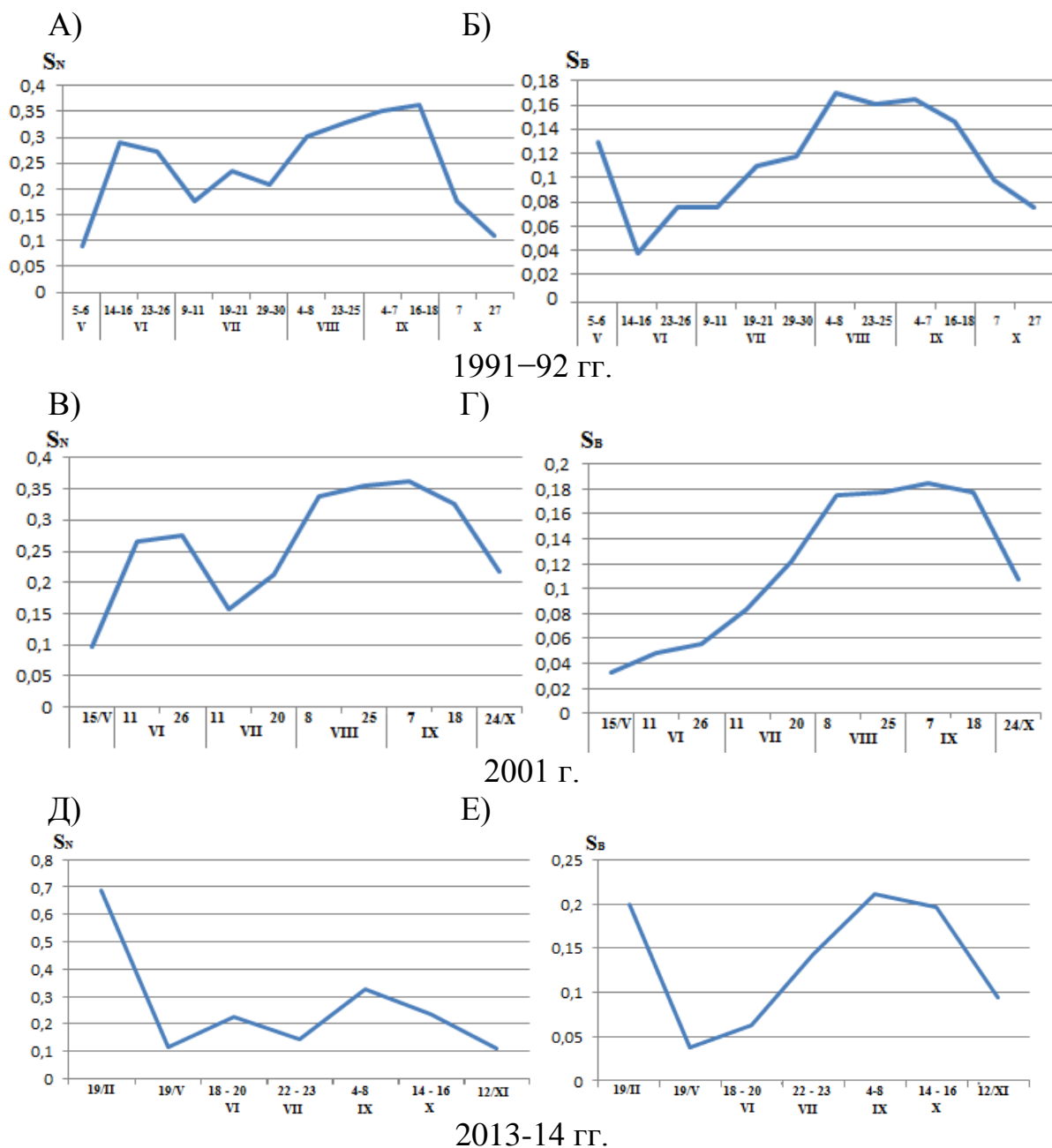


Рис. 24. Сезонная динамика показателей доминирования Симпсона в оз. Б. Васильевское в 1991-2014 гг.

В весенний период значения индексов доминирования Симпсона были связаны с преобладанием по биомассе центрических диатомовых и динофито-

вых водорослей. Именно с их развитием был связан пик  $S_B$  по биомассе в мае 1991–92 г. В 2001 г. и 2013–14 гг. майский пик не регистрировался, что, вероятно, было связано с более поздними сроками отборами проб. В июне мелко-клеточная водоросль *Microcystis pulverea*, являясь жестким доминантом по численности, не оказывала существенного влияния на показатели биомассы. В связи с этим значения  $S_B$  были низкими. От июня к сентябрю усиливалась степень доминирования синезеленых водорослей, в первую очередь, *Microcystis aeruginosa*. Ему сопутствовали в 1991–92 гг. *Microcystis wesenbergii*, *Aphanozomenon flos-aquae*, *Ceratium hirundinella*; в 2001 г. – *Microcystis wesenbergii*; в 2013–14 гг. – *Microcystis wesenbergii*, *Anabaenopsis elenkinii*.

Осенью степень доминирования этого вида снижалась, комплекс доминирующих видов становится более полидоминантным. Преобладающими по биомассе формами постепенно становились динофитовые, криптофитовые и диатомовые водоросли. Общий уровень доминирования снижался. В 1991–92 гг. в осенний период в состав доминирующего комплекса также входила зеленая водоросль *Scenedesmus quadricauda*, диатомовая *Stephanodiscus hantzschii*, динофитовая *Ceratium hirundinella* и криптофитовая *Cryptomonas ovata*. В 2001 г. и 2013–14 гг. осенний комплекс доминант по биомассе помимо указанных видов ианопрокариот включал в себя зеленую водоросль *Scenedesmus quadricauda* и центрические диатомовые водоросли.

Состав доминирующих по численности и биомассе фитопланктона видов водорослей в оз. Прудовиков в различные периоды исследования представлен в табл. 21.

Таблица 21

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Прудовиков в различные периоды исследования

Дата	Численность	%	Биомасса	%
1	2	3	4	5
1991-92 гг.	5/V-11/V	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	32
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	<i>Cyclotella radiosa</i>	14
	14/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>	10
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>		

1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	23/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	35	<i>Anabaena flos-aquae</i>	14
		<i>Microcystis pulverea</i>	22		
		<i>M. aeruginosa</i>	13		
	9/VII-11/VII	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	42	<i>Microcystis aeruginosa</i>	24
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	35		
	19/VII-21/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	47	<i>Microcystis aeruginosa</i>	34
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	26		
	30/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	60	<i>Microcystis aeruginosa</i>	36
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	<i>Ceratium hirundinella</i>	12
	4/VIII-8/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	62	<i>Microcystis aeruginosa</i>	36
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	16	<i>Ceratium hirundinella</i>	22
	23/VIII-26/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	65	<i>Microcystis aeruginosa</i>	35
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	19	<i>Ceratium hirundinella</i>	28
				<i>Cyclotella radiosa</i>	11
	4/IX-7/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	58	<i>Microcystis aeruginosa</i>	41
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	25	<i>Ceratium hirundinella</i>	11
				<i>Cyclotella radiosa</i>	11
	16/IX-18/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	54	<i>Microcystis aeruginosa</i>	29
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	29	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	12
				<i>Cyclotella radiosa</i>	10
	6/X-7/X	<i>Microcystis aeruginosa</i>	23	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	41
		<i>Monoraphidium contortum</i>	12	<i>Cyclotella radiosa</i>	12
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	11		
	27/X	<i>Monoraphidium contortum</i>	21	<i>Cyclotella radiosa</i>	16
<i>Microcystis aeruginosa</i>		19	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	16	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		15	<i>Cryptomonas reflexa</i>	14	
			<i>Gymnodinium lacustre</i>	11	
2001 г.	15/V	<i>Microcystis pulverea</i>	36	<i>Geitlerinema amphibium</i>	27
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	17	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	11
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	15		
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14		
		<i>Monoraphidium contortum</i>	10		
	11/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	38	<i>Geitlerinema amphibium</i>	18
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	19	<i>Tetraedron triangulare</i>	13
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	11	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	11
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	11		
	25/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	20	<i>Geitlerinema amphibium</i>	26
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	18		
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	16		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	11		
	11/VII	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	22	<i>Geitlerinema amphibium</i>	28
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	18	<i>Peridinium umbonatum</i>	11

1	2	3	4	5	
2001 г.		<i>Geitlerinema amphibium</i>	15	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	11
		<i>Spirulina magnifica</i>	10		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	10		
	20/VII	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	24	<i>Geitlerinema amphibium</i>	30
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	20	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	13
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	16		
	8/VIII	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	24	<i>Geitlerinema amphibium</i>	36
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	19	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	15
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	16	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	13
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	10		
	25/VIII	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	24	<i>Geitlerinema amphibium</i>	25
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	22	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	14	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	14
		<i>Limnotrix planctonica</i>	11	<i>Microcystis aeruginosa</i>	10
	7/IX	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	30	<i>Geitlerinema amphibium</i>	25
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	24	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	14
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	15	<i>Microcystis aeruginosa</i>	12
	18/IX	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	33	<i>Geitlerinema amphibium</i>	32
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	30	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	17
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	20		
	24/X	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	36	<i>Geitlerinema amphibium</i>	28
<i>Pseudoanabaena limnetica</i>		34	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	27	
<i>Geitlerinema amphibium</i>		12	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	12	
2013-14 гг.	23/IV	<i>Monoraphidium contortum</i>	26	<i>Cyclotella meneghingiana</i>	37
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	16	<i>C. radiosa</i>	14
		<i>Microcystis pulverea</i>	13		
	19/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	53	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	17
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	26	<i>Geitlerinema amphibium</i>	17
		<i>Limnotrix planctonica</i>	10	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	15
		<i>Spirulina magnifica</i>	10	<i>Peridinium umbonatum</i>	10
	20/VI-28/VI	<i>Geitlerinema amphibium</i>	60	<i>Geitlerinema amphibium</i>	63
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	18		
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	13		
	14/VII-22/VII	<i>Geitlerinema amphibium</i>	56	<i>Geitlerinema amphibium</i>	52
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	20		
	3/IX-8/IX	<i>Geitlerinema amphibium</i>	70	<i>Geitlerinema amphibium</i>	69
	17/X	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	53	<i>Geitlerinema amphibium</i>	57
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	31	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14
		<i>Jaaginema gracile</i>	11		
	12/XI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	69	<i>Geitlerinema amphibium</i>	37
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	17	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	22



В 1991-92 гг. индексы доминирования Симпсона, рассчитанные относительно численности и биомассы фитопланктона, изменялись в пределах 0,09–0,48 и 0,03–0,21 соответственно (рис. 25А; рис. 25Б).

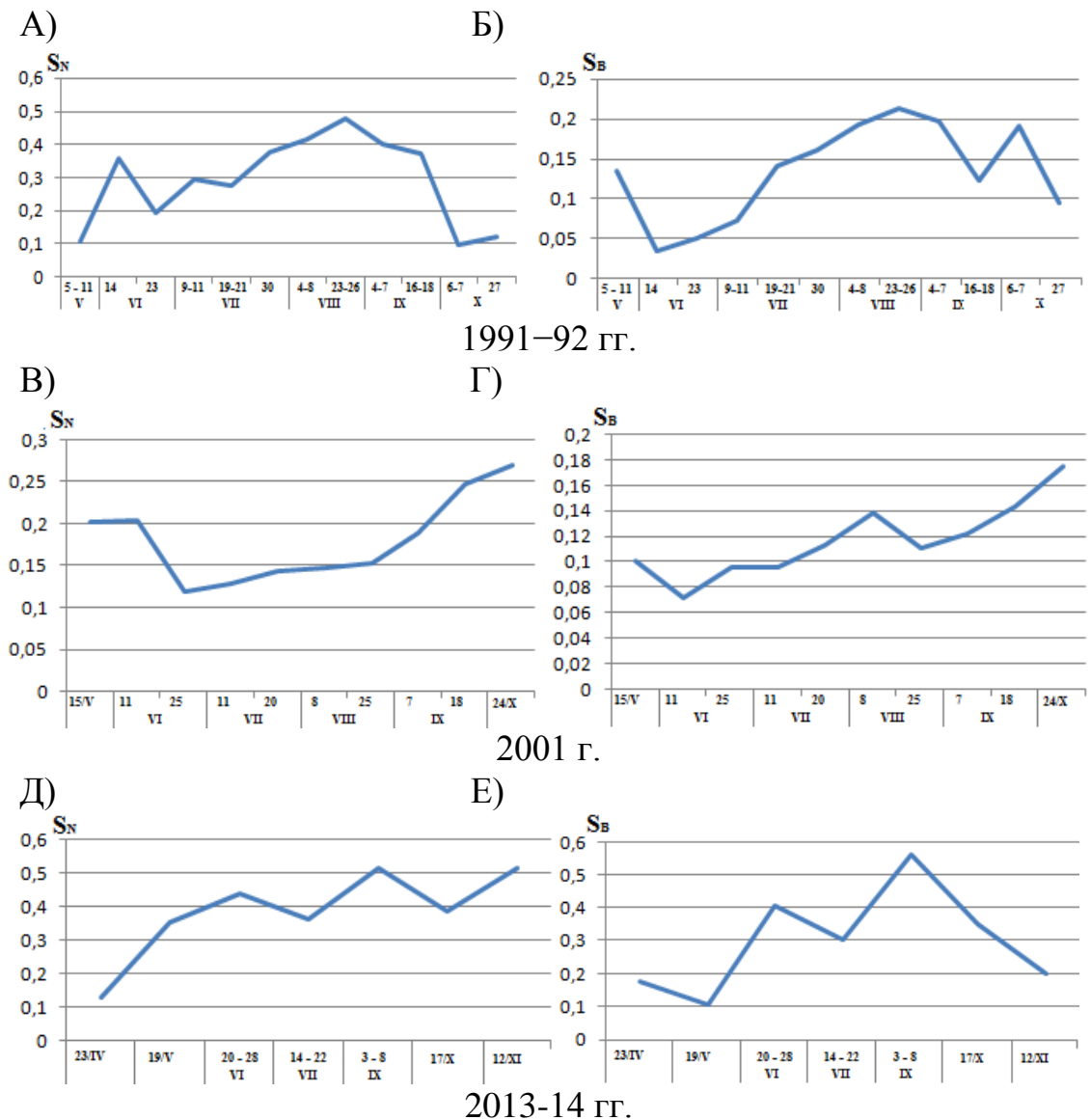


Рис. 25. Сезонная динамика показателей доминирования Симпсона в оз. Прудовиков в 1991-2014 гг.

В 2001 году вариация этих показателей снизилась. Значения  $S_N$  колебались в пределах от 0,11–0,20;  $S_B$  – 0,07–0,17 (рис. 25В; рис. 25Г). Вероятно, это было связано с тем, что данный период бы переходным от господства азотфиксирующих форм водорослей к доминированию нитчатых безгетероцистных форм цианопрокариот. В 2013–14 гг., когда процесс перехода завершился, значения индексов доминирования Симпсона, рассчитанных применительно к

численности и биомассе фитопланктона, вновь колебались в широких пределах ( $S_N = 0,13 - 0,51$ ;  $S_B = 0,10 - 0,56$ ) (рис. 25Д; рис. 25Е).

В 1991–92 гг. кривая сезонной динамики индекса доминирования Симпсона по численности фитопланктона имела довольно изрезанный профиль. Повышение  $S_N$  от мая к июню было связано с усилением степени доминирования *Microcystis pulverea*. Рост значений индекса доминирования от июля к сентябрю был связан с увеличением степени доминирования *Microcystis aeruginosa*, пик развития которого приходился на конец августа-начало сентября. В этот период ему сопутствовала *Planktolyngbya limnetica*. В осенний период уровень доминирования *Microcystis aeruginosa* традиционно снижался. В это время в состав доминирующего комплекса помимо синезеленых водорослей *Microcystis aeruginosa* и *Planktolyngbya limnetica* входила также зеленая водоросль *Monoraphidium contortum*.

В 2001 г. в мае-начале июня значения  $S_N$  были связаны с уровнем доминирования *Microcystis pulverea* и нитчатых безгетероцистных форм синезеленых водорослей. С конца июня ведущая роль переходила практически полностью к нитчатым безгетероцистным формам синезеленых водорослей. Именно ростом вклада в данных водорослей суммарные показатели численности фитопланктона был связан рост значений  $S_N$  от июля к октябрю.

В 2013–14 гг. значения  $S_N$  возрастали от апреля к июню по мере увеличения степени доминирования нитчатых синезеленых водорослей. В летний период значения индексов  $S_N$  были высоки. Их значения были связаны со степенью доминирования нитчатой безгетероцистной водоросли *Geitlerinema amphibium*. В середине осени отмечается снижение значения индекса доминирования Симпсона. Это было связано, с началом смены доминирующих по численности видов водорослей. С октября основным доминантом становится *Planktolyngbya limnetica*.

В 1991–92 гг. в оз. Прудовиков в мае пик значений индекса доминирования Симпсона, рассчитанные относительно биомассы фитопланктона, был связан с преобладанием центрических диатомовых водорослей. В июне во время

доминирования по численности преимущественно мелкоклеточных форм синезеленых водорослей по биомассе преобладала *Anabaena flos-aquae*, но уровень ее доминирования был невысоким. Начиная с июля, в водоеме отмечался стабильный рост значений  $S_B$ . Пик приходился на конец лета. Увеличение  $S_B$  было связано с ростом роли синезеленой водоросли *Microcystis aeruginosa* и динофитовой водоросли *Ceratium hirundinella* в формировании суммарных показателей биомассы фитопланктона. Во второй половине сентября отмечалась перестройка в составе доминирующего комплекса. Ведущая роль в формировании биомассы постепенно переходила к центрическим диатомовым водорослям, влияние которых достигало максимума в начале октября. В конце октября состав доминирующих по биомассе форм пополнился криптофитовыми водорослями. Комплекс доминирующих форм водорослей становится полидоминантным. Уровень доминирования снижается.

В 2001 г. в течение всего вегетационного сезона преобладали преимущественно нитчатые безгетероцистные формы цианопрокариот – *Geitlerinema amphibium* и *Pseudoanabaena limnetica*. Уровень доминирования данных организмов оказывал наибольшее влияние на сезонную динамику  $S_B$ . Его значения уменьшались от мая к июню, когда в водоеме активно вегетировали хлорококковых водорослей. От июня к августу значения  $S_B$  увеличивались по мере роста вклада в суммарную биомассу нитчатых цианопрокариот. В августе значения индексов доминирования по биомассе фитопланктона понижались в связи с расширением комплекса доминирующих форм. В этот период в ранг доминант входили *Aphanozomenon flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa*. В осенний период отмечался стабильный рост  $S_B$  на фоне увеличения доминирования нитчатых безгетероцистных форм водорослей.

В 2013-14 гг. в оз. Прудовиков апрельский пик индекса Симпсона, рассчитанного применительно к биомассе фитопланктона, был связан с вегетацией центрических диатомовых водорослей. В мае комплекс доминирующих форм был полидоминантным. С июня по сентябрь значения  $S_B$  были высоки. В этот период «жестким» доминантом по биомассе была нитчатая синезеленая

водоросль *Geitlerinema amphibium*. Осенью значения  $S_B$  снижаются. Уровень доминирования *Geitlerinema amphibium* уменьшался. В состав доминирующих водорослей стала входить *Planktolyngbya limnetica*.

Состав видов водорослей, доминирующих по численности и биомассе фитопланктона, в оз. Восьмерка в различные периоды исследования представлен в табл. 22.

Таблица 22

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Восьмерка  
в различные периоды исследования

Дата	Численность	%	Биомасса	%	
1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	5/V	<i>Spirulina magnifica</i>	10	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	33
				<i>Cryptomonas ovata</i>	10
	11/VI-14/VI	<i>Microcystis pulverea</i>	20	<i>Cryptomonas reflexa</i>	13
		<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	13	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	10
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	10		
	9/VII-13/VII	<i>Planktothrix agardhii</i>	13	<i>Cyclotella radiosa</i>	20
		<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	12	<i>Ceratium hirundinella</i>	20
		<i>Microcystis pulverea</i>	12		
	29/VII-30/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	31	<i>Ceratium hirundinella</i>	17
		<i>Planktothrix agardhii</i>	11	<i>Cyclotella radiosa</i>	14
				<i>Microcystis aeruginosa</i>	10
	13/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	32	<i>Melosira varians</i>	23
				<i>Cyclotella radiosa</i>	15
				<i>Ceratium hirundinella</i>	10
	25/VIII-31/VIII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	32	<i>Cyclotella radiosa</i>	26
				<i>Melosira varians</i>	16
				<i>Ceratium hirundinella</i>	14
	10/IX-12/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	30	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	18
		<i>Leptolyngbya fragilis</i>	10	<i>Cyclotella radiosa</i>	15
	20/IX	<i>Microcystis aeruginosa</i>	23	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	18
<i>Leptolyngbya fragilis</i>		18	<i>Cyclotella radiosa</i>	12	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		18	<i>Microcystis aeruginosa</i>	11	
<i>Planktothrix agardhii</i>		16	<i>Leptolyngbya fragilis</i>	10	
			<i>Cyclotella meneghiniana</i>	10	
2001 г.	12/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	24	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	24
		<i>Limnotrix redekei</i>	11		
	8/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	16

1	2	3	4	5	
2001 г.	12/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	24	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	24
		<i>Limnotrix redekei</i>	11		
	8/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	14	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	16
		<i>Monoraphidium contortum</i>	12	<i>Chlamydomonas simplex</i>	13
				<i>Cyclotella radiosa</i>	11
	24/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	15	<i>Ceratium hirundinella</i>	15
		<i>Planktothrix agardhii</i>	11		
	7/VII	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	20	<i>Ceratium hirundinella</i>	20
		<i>Planktothrix agardhii</i>	12		
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11		
	20/VII	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	23	<i>Ceratium hirundinella</i>	24
		<i>Planktothrix agardhii</i>	16	<i>Cyclotella radiosa</i>	10
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	15		
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14		
	25/VIII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	22	<i>Ceratium hirundinella</i>	43
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	21	<i>Cyclotella radiosa</i>	14
		<i>Planktothrix agardhii</i>	20	<i>Microcystis aeruginosa</i>	10
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	13		
	7/IX	<i>Planktothrix agardhii</i>	30	<i>Ceratium hirundinella</i>	49
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	20		
<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>		16			
<i>Microcystis aeruginosa</i>		16			
17/IX	<i>Planktothrix agardhii</i>	35	<i>Ceratium hirundinella</i>	29	
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	27	<i>Peridinium umbonatum</i>	10	
	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	12			
24/X	<i>Planktothrix agardhii</i>	38	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	13	
	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	28	<i>Cyclotella radiosa</i>	10	
	<i>Limnotrix redekei</i>	10	<i>Peridinium umbonatum</i>	10	
2013-14 гг.	19/II	<i>Limnotrix redekei</i>	44	<i>Sphaerodinium cinctum</i>	17
		<i>Planktothrix agardhii</i>	36	<i>Cyclotella radiosa</i>	11
				<i>Planktothrix agardhii</i>	11
				<i>Cryptomonas. curvata</i>	11
	23/IV	<i>Fragilaria atomus</i>	18	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	31
		<i>Monoraphidium contortum</i>	15	<i>Peridiniopsis penardii</i>	17
				<i>Fragilaria atomus</i>	13
	20/V	<i>Limnotrix planctonica</i>	41	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	31
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10	<i>Anabaena flos-aquae</i>	13
				<i>A. planctonica</i>	10
17/VI-25/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	17	<i>Cyclotella radiosa</i>	14	
	<i>Limnotrix redekei</i>	16	<i>Ceratium hirundinella</i>	11	

1		2	3	4	5
2013-14 гг.	24/VII	<i>Planktothrix agardhii</i>	24	<i>Ceratium hirundinella</i>	23
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	15	<i>Cryptomonas ovata</i>	11
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14		
	3/IX-10/IX	<i>Planktothrix agardhii</i>	25	<i>Ceratium hirundinella</i>	60
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	25		
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14		
	17/X	<i>Planktothrix agardhii</i>	53	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	14
		<i>Oscillatoria tenuis</i>	11	<i>Cryptomonas curvata</i>	14
	12/XI	<i>Limnotrix planctonica</i>	31	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	19
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	17	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	16
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	15	<i>Cyclotella radiosa</i>	11
		<i>Jaaginema gracile</i>	12		
<i>Planktothrix agardhii</i>		10			

В оз. Восьмерка вариация индексов доминирования Симпсона увеличивалась от 1991 к 2014 г. Так в 1991-92 гг. Значения  $S_N$  и  $S_B$  изменялись в пределах 0,04–0,15 и 0,05–0,15 соответственно. В 2001 году значения индексов доминирования Симпсона, рассчитанные относительно численности фитопланктона, колебались в пределах от 0,06–0,24; относительно биомассы – 0,05–0,27. В 2013–14 гг. значения индексов составляли  $S_N = 0,07 - 0,31$ ;  $S_B = 0,05 - 0,37$  (рис. 26). Вероятно, это было связано с увеличением значимости синезеленых водорослей. Рост индексов  $S_B$  был связан, преимущественно, с усилением степени доминирования динофитовой водоросли *Ceratium hirundinella* и ряда диатомовых водорослей, которые из-за очень крупных клеток, даже при небольшой численности вносили значимый вклад в формирование биомассы.

В 1991-92 гг. в оз. Восьмерка значения индексов доминирования Симпсона, рассчитанных по численности фитопланктона, увеличивалось от мая к сентябрю (рис. 26А). Это было связано увеличением роли в формировании суммарных значений численности фитопланктона синезеленых водорослей, особенно *Microcystis aeruginosa*. В осенний период комплекс видов водорослей, доминирующих по численности, расширялся и становился полидоминантным. Значения  $S_N$  снижались.

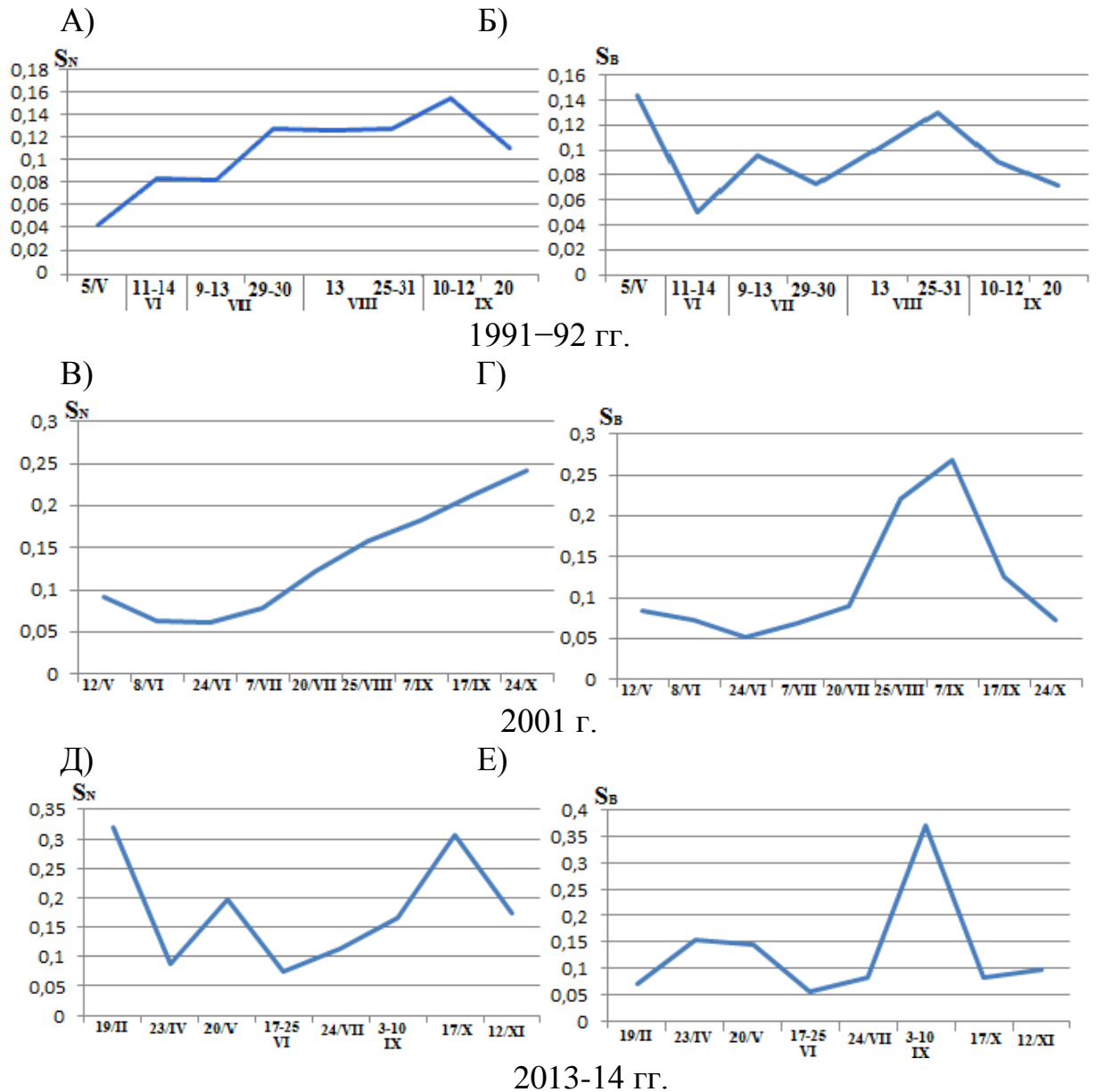


Рис. 26. Сезонная динамика показателей доминирования Симпсона в оз. Восьмерка в 1991-2014 гг.

С 2001 г. комплекс доминирующих по численности видов водорослей состоит преимущественно из нитчатых безгетероцистных цианопрокариот (рис. 26В). Так майский пик индекса доминирования Симпсона, рассчитанный по численности фитопланктона, был связан с вегетацией *Planktolyngbya limnetica*. От июня к октябрю отмечался устойчивый рост индексов  $S_N$  на фоне увеличения степени доминирования нитчатых цианопрокариот *Planktothrix agardhii* и *Planktolyngbya limnetica*.

В 2013-14 гг. кривая сезонной динамики индексов доминирования Симпсона, рассчитанных применительно к численности фитопланктона, имела несо-

колько пиков (рис. 26Д). Относительно высокие значения  $S_N$  в феврале были связаны с доминированием нитчатых безгетероцистных водорослей *Limnотrix redekei* и *Planktothrix agardhii*. Майский пик был связан с высоким уровнем доминирования *Limnотrix planctonica*. В июне произошла сезонная смена состава видов в доминирующем комплексе. В период с июня по октябрь увеличение уровня доминирования было сопряжено с ростом участия *Planktothrix agardhii* в формировании суммарных значений численности фитопланктона. В ноябре комплекс доминирующих видов полидоминантен. Место ведущего доминанта занимала *Limnотrix planctonica*, однако ее уровень доминирования существенно ниже.

В 1991-92 г. кривая сезонной динамики индекс доминирования Симпсона, рассчитанного по биомассе фитопланктона, имела три пика (рис. 26Б). Высокие значения  $S_B$  были связаны с доминированием диатомовых и криптофитовых водорослей. В июне в период доминирования по численности мелкоклеточных форм водорослей, значения  $S_B$  снижались. В июле-августе основной вклад в формирование биомассы вносили центрические диатомовые и динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella*. Именно с уровнем доминирования этих водорослей были связаны увеличения значений  $S_B$  в июле и в августе. В осенний период динофитовые водоросли выходят из состава доминирующих форм водорослей, степень доминирования центрических диатомовых снижается. В связи с этим значения  $S_B$  уменьшаются.

В 2001 г. значения  $S_B$  уменьшались от мая к июню на фоне снижения значимости диатомовых водорослей (рис. 26Г). С конца июня и по начало сентября в водоеме отмечался рост уровня доминирования динофитовой водоросли *Ceratium hirundinella*, что и повлияло на увеличение  $S_B$ . Со второй половины сентября состав доминирующего комплекса постепенно изменялись и расширялись, а уровень доминирования отдельно взятого вида снижается. В связи с этим значения индекса доминирования Симпсона снижались.

В 2013-14 гг. кривая сезонной динамики индекса доминирования Симпсона по биомассе фитопланктона была схожа с аналогичной кривой в 2001 г



(рис. 26Е). В феврале в ранг доминант по биомассе входили представители динофитовых, криптофитовых, диатомовых и синезелензеленых, но уровень доминирования не превышал 20 %, поэтому значения индекса доминирования невелики. Увеличение  $S_B$  от февраля к апрелю было связано с преимущественно с ростом степени доминирования центрических диатомовых водорослей. Снижение  $S_B$  от апреля к июню также было связано с постепенным уменьшением степени доминирования диатомовых водорослей. Рост значений  $S_B$  в период с июля по сентябрь был связан с усилением роли *Ceratium hirundinella* в формировании общей численности. В осенний период основу доминирующего комплекса составляли преимущественно центрические диатомовые, которым периодически сопутствовали стрептофитовые водоросли. Значения индекса доминирования  $S_B$  были невысоки.

Состав видов водорослей, доминирующих по численности и биомассе фитопланктона, в оз. Отстойник в различные периоды исследования приведены в табл. 23.

Таблица 23

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Отстойник  
в различные периоды исследования

Дата	Численность	%	Биомасса	%	
1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	5-11/V	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	75	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	74
		<i>Limnотrix planctonica</i>	23	<i>Limnотrix planctonica</i>	16
	14-17/VI	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	52	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	43
		<i>Limnотrix planctonica</i>	33	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	32
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11	<i>Limnотrix planctonica</i>	18
	23-26/VI	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	50	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	20
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	20	<i>Microcystis aeruginosa</i>	17
		<i>M. pulverea</i>	11		
	9-11/VII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	53	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	68
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	16	<i>Oscillatoria rupicola</i>	10
	19-21/VII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	58	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	82
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	37	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	15
	31/VII	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	73	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	52
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	20	<i>Microcystis aeruginosa</i>	30
			<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10	

1	2	3	4	5	6
1991-92 гг.	4-8/VIII	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	95	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	96
	23-25/VIII	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	94	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	90
	2-4/IX	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	43	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	40
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	40	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	39
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	12	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	17
	10-12/IX	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	45	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	44
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	40	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	28
				<i>Planktolyngbya limnetica</i>	20
	1-4/X	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	74	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	52
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	23	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	39
	24-30/X	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	35	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	50
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	12	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	17
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	50	<i>Oscillatoria rupicola</i>	16
2001 г.	11/V	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	28	<i>Peridinium aciculiferum</i>	66
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	12		
	12/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	41	<i>Tetraedron triangulare</i>	48
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	24	<i>Ceratium hirundinella</i>	12
				<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11
				<i>Peridiniopsis quadridens</i>	11
	25/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	38	<i>Tetraedron triangulare</i>	49
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	22	<i>Peridiniopsis quadridens</i>	18
		<i>Jaaginema gracile</i>	12	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14
	13/VII	<i>Limnotrix planctonica</i>	51	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	48
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	13	<i>Tetraedron triangulare</i>	17
	24/VII	<i>Limnotrix planctonica</i>	54	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	56
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	14	<i>Tetraedron triangulare</i>	13
	6/VIII	<i>Limnotrix planctonica</i>	56	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	58
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	15	<i>Tetraedron triangulare</i>	12
	25/VIII	<i>Limnotrix planctonica</i>	57	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	53
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	15	<i>Tetraedron triangulare</i>	12
2014 г.	7/IX	<i>Limnotrix planctonica</i>	61	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	52
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	20	<i>Limnotrix planctonica</i>	18
	19/IX	<i>Limnotrix planctonica</i>	67	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	80
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	11	<i>Limnotrix planctonica</i>	12
		<i>Limnotrix redekei</i>	10	<i>Oscillatoria rupicola</i>	10
	24/X	<i>Merismopedia tenuissima</i>	44	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	32
		<i>Limnotrix planctonica</i>	25	<i>Limnotrix planctonica</i>	23
		<i>L. redekei</i>	11	<i>Microcystis aeruginosa</i>	10

1	2	3	4	5	6
2014 г.	20/V	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	14	<i>Peridinium aciculiferum</i>	45
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	13	<i>P. umbonatum</i>	16
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	12		
		<i>Jaaginema gracile</i>	11		
		<i>Planktolyngbya limnetica</i>	10		
	17/VI	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	33	<i>Tetraedron triangulare</i>	58
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	19		
	24/VII	<i>Limnotrix planctonica</i>	37	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	48
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	20	<i>Peridinium aciculiferum</i>	13
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	10		
	10/IX	<i>Merismopedia tenuissima</i>	64	<i>Tetraedron triangulare</i>	27
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	25

В отличие от группы так называемых «природных» водоемов в оз. Отстойник индексы доминирования Симпсона были наиболее высоки на начальном этапе исследования (рис. 27). Так в 1991-92 гг. значения  $S_N$  изменялись в пределах от 0,28–0,83,  $S_B = 0,21–0,68$ . В 2001 индексы доминирования Симпсона, рассчитанные относительно численности и биомассы фитопланктона, варьировали в диапазоне 0,12–0,47 и 0,17–0,44 соответственно; в 2014 гг. – 0,08–0,42 и 0,19–0,35.

В 1991-92 гг. кривая сезонной динамики индекса доминирования Симпсона, рассчитанного применительно к численности фитопланктона, имела наиболее сложный характер (рис. 27А). Весенний пик был связан с доминированием *Pseudoanabaena limnetica*. От мая к июлю степень доминирования данной водоросли снижается и значение индекса доминирования уменьшается. В июле начинает рост  $S_N$ , который достигает своего максимума в августе. Это было связано с увеличением степени доминирования *Aphanozomenon flos-aquae* и *Pseudoanabaena limnetica*, которая уже в начале августа становится абсолютным доминантом по численности. В осенний период значения  $S_N$  были существенно ниже, чем в конце лета, а октябрьский пик существенно уступал пикам в мае и в августе. С конца лета вклад *Pseudoanabaena limnetica* в формирование суммарной численности фитопланктона снижался. Ведущим доминантом по

численности фитопланктона постепенно стала водоросль *Planktolyngbya limnetica*. Именно резкое увеличение доли *Planktolyngbya limnetica* в формировании общей численности фитопланктона способствовало повышению индекса доминирования Симпсона в начале октября.

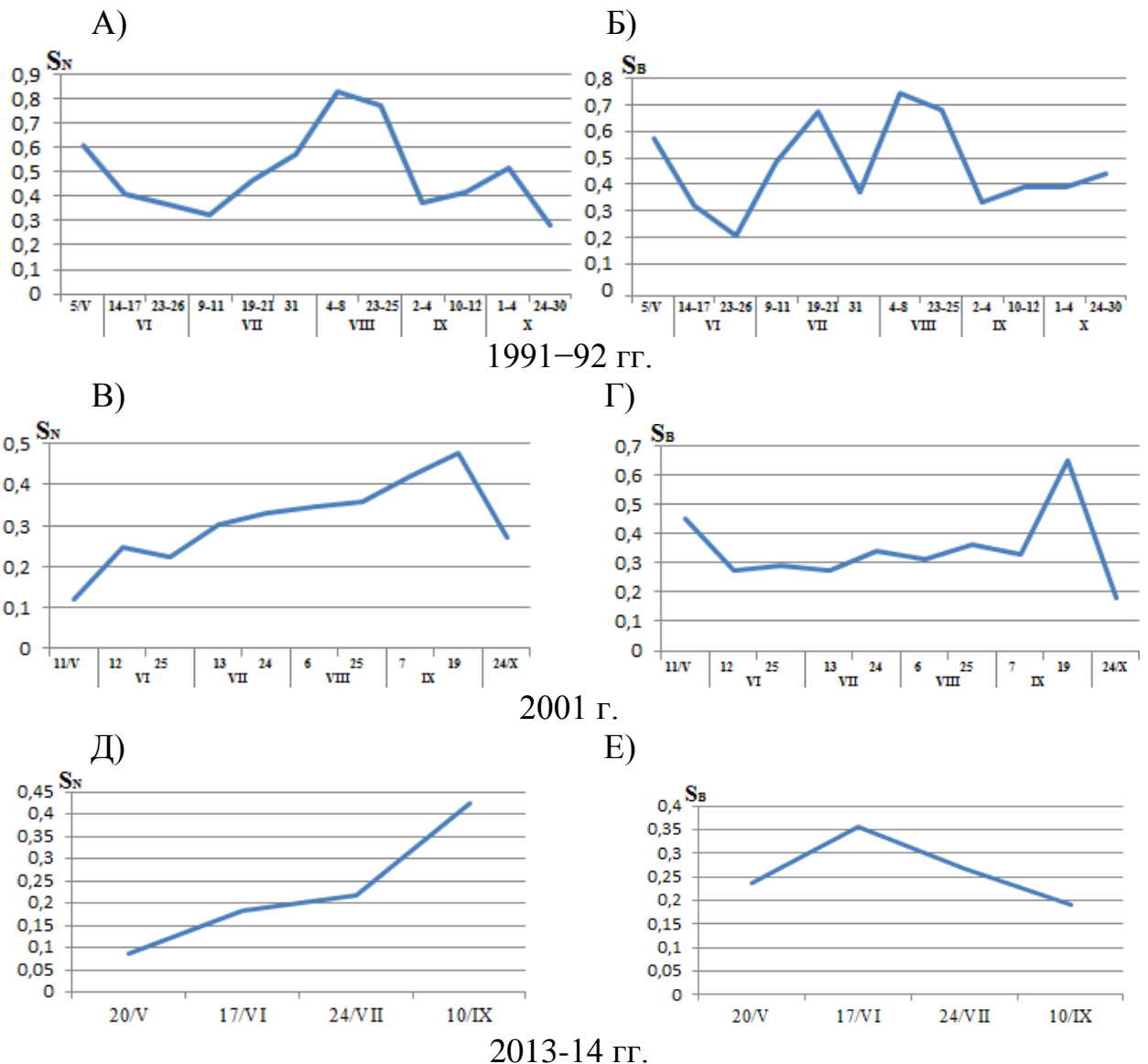


Рис. 27. Сезонная динамика показателей доминирования Симпсона в оз. Отстойник в 1991-2014 гг.

В 2001 г. в оз. Отстойник индексы доминирования Симпсона, рассчитанные применительно к численности фитопланктона, увеличивались от мая к сентябрю, а затем снижались (рис. 27В). В мае-июне основным доминантом по численности была *Planktolyngbya limnetica*. Относительно невысокий пик  $S_N$  в первой половине июня был обусловлен увеличением доли именно этой водоросли в формировании суммарных показателей численности фитопланктона. Рост

индексов  $S_N$  с июля по сентябрь был связан с вегетацией *Limnотrix planctonica* и *Pseudoanabaena limnetica*, пик доминирования которых приходился на сентябрь. В конце сентября-начале октября комплекс доминирующих по численности видов изменяется. Степень доминирования *Limnотrix planctonica* снижается, а *Merismopedia tenuissima* и *Limnотrix redekei*, напротив, увеличивается.

В 2014 г. индекс доминирования Симпсона, рассчитанный относительно численности фитопланктона, устойчиво увеличивался от мая к сентябрю (рис. 27Д). Весной комплекс доминирующих форм водорослей был полидоминантен, в летне-осенний период – монодоминантным. В мае по численности преобладали зеленая водоросль *Dictyosphaerium subsolitarium* и нитчатые безгетероцистные синезеленые водоросли. К осени место руководящих форм занимают *Merismopedia tenuissima* и нитчатая азотфиксирующая водоросль *Aphanozomenon flos-aquae*.

Сезонная динамика индекса доминирования Симпсона, рассчитанного применительно к биомассе фитопланктона, в 1991-92 гг. имела сложный характер (рис. 27Б). Комплекс доминирующих видов водорослей на протяжении всего сезона состоял из синезеленых водорослей, преимущественно нитчатых. Пик  $S_B$  в мае был связан с высоким уровнем доминирования *Pseudoanabaena limnetica*, в июле – *Aphanozomenon flos-aquae*, в августе – вновь со значительным вкладом в формирование биомассы фитопланктона *Pseudoanabaena limnetica*.

В 2001 г. в оз. Отстойник в сезонной динамике индекса доминирования Симпсона было 2 пика: в мае и в конце сентября (рис. 27Г). Комплекс доминирующих по биомассе видов, разновидностей и форм водорослей состоял из представителей отделов динофитовых, зеленых и синезеленых водорослей. Высокие значения  $S_B$  в мае и сентябре были связаны с жестким уровнем доминирования *Peridinium aciculiferum* и *Peridiniopsis elpatiewsky* соответственно.

В 2014 г. значения индекса доминирования Симпсона, рассчитанного применительно к биомассе фитопланктона, увеличивались от мая к июню, а затем снижались (рис. 27Д). В мае высокие значения  $S_B$  были связаны с преобла-

данием по биомассе динофитовых водорослей. В июне в связи с жестким доминированием по биомассе зеленой водоросли *Tetraedron triangulare* отмечались максимальные значения индексов доминирования Симпсона. В летне-осенний период значения  $S_B$  постепенно снижались. Во второй половине лета по биомассе доминировали динофитовые водоросли, в начале осени – зеленые и сине-зеленые водоросли.

Видовой состав водорослей, доминирующих по численности и биомассе фитопланктона, в оз. Шламонакопительное в различные периоды исследования приведены в табл. 24.

Таблица 24

Состав доминирующего комплекса водорослей в оз. Шламонакопительное в различные периоды исследования

Дата	Численность	%	Биомасса	%	
1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	5/V	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	36	<i>Closterium acutum</i>	62
		<i>Closterium acutum</i>	36	<i>Cryptomonas ovata</i>	28
		<i>Cryptomonas ovata</i>	14		
	14/VI-17/VI	<i>Chlamydomonas globosa</i>	50	<i>Chlamydomonas globosa</i>	27
				<i>Nitzschia sublinearis</i>	21
				<i>Trachelomona vas</i>	19
				<i>Cryptomonas reflexa</i>	16
	23/VI-26/VI	<i>Chlamydomonas globosa</i>	20	<i>Cryptomonas reflexa</i>	22
		<i>Microcystis pulverea</i>	20	<i>Chlamydomonas globosa</i>	21
		<i>Anabaena flos-aquae</i>	16	<i>Trachelomona vas</i>	16
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	10		
	9/VII-11/VII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	42	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	43
		<i>Microcystis pulverea</i>	31	<i>Cryptomonas reflexa</i>	32
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	21	<i>Nitzschia palea</i>	12
	19/VII-21/VII	<i>Microcystis pulverea</i>	74	<i>Cryptomonas ovata</i>	60
				<i>Nitzschia palea</i>	13
	29/VII	<i>Microcystis aeruginosa</i>	25	<i>Nitzschia palea</i>	29
		<i>Nitzschia palea</i>	22	<i>Cryptomonas ovata</i>	20
		<i>Microcystis pulverea</i>	20	<i>Cryptomonas reflexa</i>	20
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	10		
	4/VIII-8/VIII	<i>Nitzschia palea</i>	39	<i>Nitzschia palea</i>	48
<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>		26	<i>Cryptomonas ovata</i>	19	
<i>Limnotrix planctonica</i>		15			

1	2	3	4	5	
1991-92 гг.	23/VIII-25/VIII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	38	<i>Nitzschia palea</i>	48
		<i>Nitzschia palea</i>	23	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	20
		<i>Limnotrix planctonica</i>	22		
	4/IX-8/IX	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	44	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	26
		<i>Limnotrix planctonica</i>	29	<i>Nitzschia palea</i>	19
		<i>Limnotrix planctonica</i>	29	<i>Cryptomonas reflexa</i>	17
	12/IX-14/IX	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	27	<i>Cryptomonas reflexa</i>	37
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	16	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	16
				<i>Closterium acutum</i>	11
	1/X-4/X	<i>Limnotrix planctonica</i>	59	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>	34
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	20	<i>Limnotrix planctonica</i>	27
				<i>Chroomonas acuta</i>	17
				<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	13
	24/X-28/X	<i>Limnotrix planctonica</i>	53	<i>Cryptomonas marssonii</i>	44
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	27	<i>Limnotrix planctonica</i>	20
			<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	15	
2001 г.	11/V	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	27	<i>Cyclotella radiosa</i>	36
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	13	<i>Closterium acutum</i>	15
		<i>Limnotrix planctonica</i>	13	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	10
	12/VI	<i>Limnotrix planctonica</i>	30	<i>Cyclotella radiosa</i>	25
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	16	<i>Cosmarium abbreviatum</i>	14
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	12	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	13
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	12		
	26/VI	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	41	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	41
		<i>Limnotrix planctonica</i>	17		
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	10		
	13/VII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	38	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	53
		<i>Limnotrix planctonica</i>	23	<i>Microcystis aeruginosa</i>	13
<i>Microcystis aeruginosa</i>		15			

1	2	3	4	5	
2001 г.	24/VII	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	24	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	42
		<i>Limnotrix planctonica</i>	21	<i>Microcystis aeruginosa</i>	17
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	16	<i>Geitlerinema amphibium</i>	11
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	14		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	12		
	6/VIII	<i>Limnotrix planctonica</i>	24	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	33
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	20	<i>Microcystis aeruginosa</i>	14
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	19	<i>Geitlerinema amphibium</i>	13
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	14		
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	10		
	25/VIII	<i>Limnotrix planctonica</i>	26	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	22
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	22	<i>Geitlerinema amphibium</i>	14
		<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	14	<i>Microcystis aeruginosa</i>	14
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	14	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	10
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	11		
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	10		
	7/IX	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	27	<i>Geitlerinema amphibium</i>	16
		<i>Limnotrix planctonica</i>	25	<i>Peridiniopsis elpatiewsky</i>	14
		<i>Geitlerinema amphibium</i>	15	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	11
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	12	<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	10
		<i>Merismopedia tenuissima</i>	10	<i>Microcystis aeruginosa</i>	10
	19/IX	<i>Merismopedia tenuissima</i>	25	<i>Cyclotella radiosa</i>	24
		<i>Limnotrix planctonica</i>	21	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	12
		<i>Pseudoanabaena limnetica</i>	16	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	10
		<i>Microcystis aeruginosa</i>	11	<i>Limnotrix planctonica</i>	10
<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>		10			
24/X	<i>Limnotrix planctonica</i>	32	<i>Geitlerinema amphibium</i>	23	
	<i>Merismopedia tenuissima</i>	26	<i>Microcystis aeruginosa</i>	20	
	<i>Geitlerinema amphibium</i>	15	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	18	
	<i>Aphanozomenon flos-aquae</i>	12	<i>Limnotrix planctonica</i>	18	
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	11			

В оз. Шламонакопительное, также как и в оз. Отстойник, индексы доминирования Симпсона были наиболее высоки на начальном этапе исследования.



В 1991-92 гг. значения  $S_N$  варьировали в диапазоне от 0,19–0,57,  $S_B = 0,14–0,41$ . В 2001 показатели снизились. Так  $S_N$  изменялись в пределах 0,15–0,23,  $S_B = 0,09–0,31$  (рис. 28).

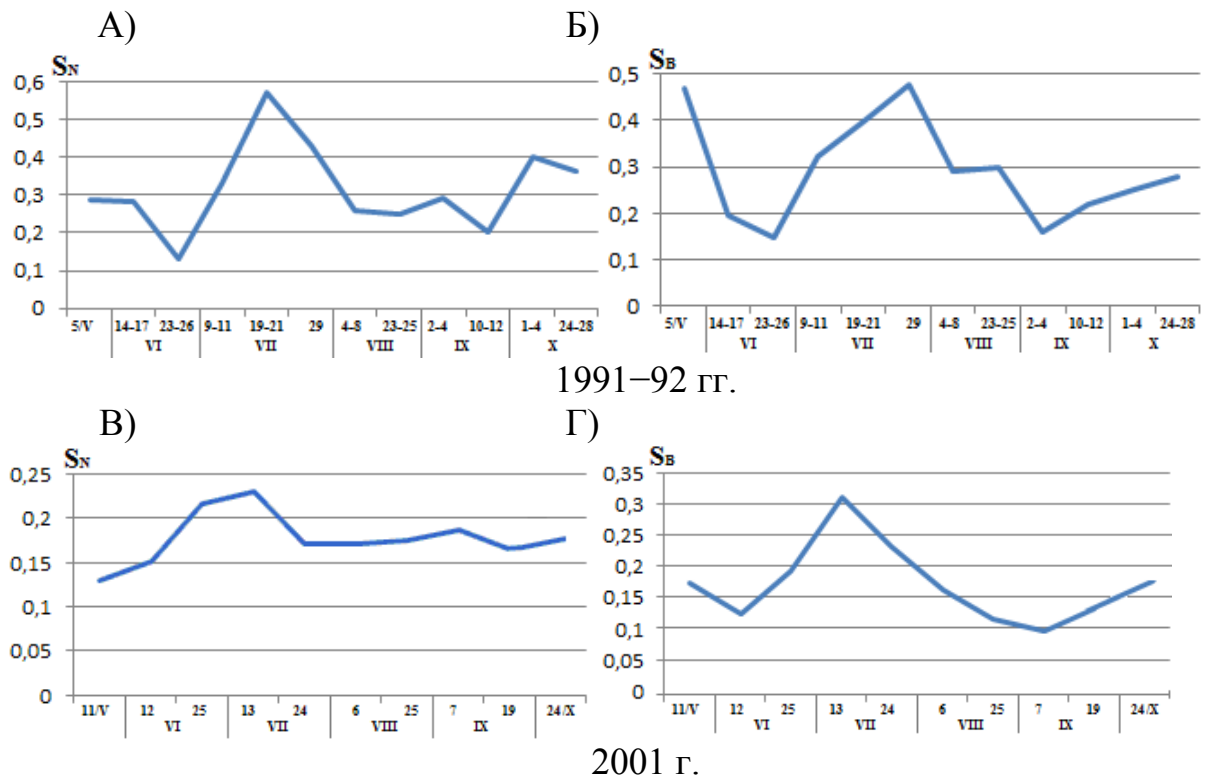


Рис. 28. Сезонная динамика показателей доминирования Симпсона в оз. Шламонакопительное к в 1991-2001 гг.

Сезонная динамика индексов доминирования Симпсона, рассчитанных применительно к численности фитопланктона, в 1991-92 гг. имела изрезанный профиль (рис. 28 А). Комплекс доминирующих видов состоял преимущественно из синезеленых водорослей, которым в отдельные периоды сопутствовали зеленые и диатомовые водоросли. В июне пик  $S_N$  был связан с преобладанием по численности *Chlamydomonas globosa*, в июле – *Microcystis pulverea*, в октябре – *Limnotrix planctonica*.

В 2001 г. характер сезонной динамики индексов доминирования Симпсона, рассчитанных применительно к численности фитопланктона, стал более сглаженным (рис. 28В). Комплекс доминирующих по численности водорослей состоял из синезеленых водорослей. С мая по июль рост  $S_N$  был связан с увеличением степенью доминирования *Aphanozomenon flos-aquae* и *Limnotrix*

*planctonica*. Затем значимость *Aphanozomenon flos-aquae* в формировании биомассы фитопланктона снижалась, соответственно, уменьшались значения  $S_N$ . Во второй половине лета – осенью комплекс доминирующих водорослей был полидоминантен. Важную роль в формировании суммарной численности фитопланктона играли нитчатые безгетероцистные формы синезеленых водорослей, также значимый вклад вносили – *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis aeruginosa* и *Aphanozomenon flos-aquae*.

Кривая сезонной динамики индексов доминирования Симпсона, рассчитанного по биомассе, в оз. Шламонакопительное в 1991-92 гг., как и в случае с численностью, носила изрезанный характер (рис. 28Б). Высокие значения  $S_B$  с преобладанием по биомассе стрептофитовой водоросли *Closterium acutum*. После смены доминирующих форм водорослей пик  $S_B$  в июле был связан с изменением участия в формировании общей биомассы криптофитовых водорослей. В осенний период отмечался плавный рост уровня доминирования по мере увеличения доли криптофитовых и синезеленых водорослей в суммарной биомассе.

В 2001 г. пик  $S_B$  в мае существенно уступал аналогичному пику в 1991-92 гг. (рис. 28Г). Это было связано с тем, что состав комплекса доминирующих форм был бол более полидоминантен, а уровень доминирования водорослей был ниже. В летний период пик индексов  $S_B$  определялся увеличением степени доминирования *Aphanozomenon flos-aquae*. В осенний период состав комплекса доминирующих видов водорослей был полидоминантным. Увеличение  $S_B$  было связано с ростом вклада в суммарные значения биомассы доминирующих форм водорослей.

Сравнительный анализ видового состава водорослей, доминирующих по численности и биомассе фитопланктона в различные периоды исследования, показал, что в каждом водоеме степень сродства доминирующих комплексов снижается от 1991 г. к 2014 г. (табл. 24).

В группе так называемых «природных» водоемах степень сродства доминирующих комплексов водорослей на начальном и конечном этапах исследова-

ния варьировала в пределах от 15% до 58%. Структурные изменения в комплексе доминирующих по численности видов водорослей были связаны с усилением значимости синезеленых водорослей. Особенно ярко выражен этот процесс был в оз. Прудовиков и оз. Восьмерка, где к 2013-14 гг. в ранг доминант по численности стали входить преимущественно нитчатые безгетероцистные формы цианопрокариот.

Таблица 24

Степень сходства видового состава водорослей, доминирующих по численности и биомассе фитопланктона в исследуемых озерах 1991- 2014 гг.

Водоем	Год	Численность			Биомасса		
		1991-92 гг.	2001 г.	2013-14 гг.	1991-92 гг.	2001 г.	2013-14 гг.
оз. Б. Васильевское	1991-92 гг.	100	71	58	100	53	52
	2001 г.	71	100	85	53	100	62
	2013-14 гг.	58	85	100	50	62	100
оз. Прудовиков	1991-92 гг.	100	50	50	100	29	15
	2001 г.	50	100	88	29	100	61
	2013-14 гг.	50	88	100	15	61	100
оз. Восьмерка	1991-92 гг.	100	46	25	100	54	52
	2001 г.	46	100	53	54	100	40
	2013-14 гг.	25	53	100	52	40	100
оз. Отстойник	1991-92 гг.	100	62	50	100	36	28
	2001 г.	62	100	77	36	100	57
	2013-14 гг.	50	77	100	28	57	100
оз. Шламонакопительное	1991-92 гг.	100	50	-----	100	33	-----
	2001 г.	50	100	-----	33	100	-----

Видовое богатство комплекса доминирующих по биомассе видов водорослей в данной группе водоеме, как правило, снижалось от 1991 г. к 2014 г., при этом возрастала значимость видов способных к миксотрофному питанию и наиболее приспособленных к жизни в водах с высоким содержанием органических веществ.

В группе «техногенных» водоемов степень сродства видового состава доминирующих форм водорослей в 1991-92 гг. и 2014 г. варьировала в пределах

от 28 до 50%. Изменения в составе доминирующих видов, разновидностей и форм водорослей, вероятно, были вызваны процессами самоочищения и восстановления после снятия техногенной нагрузки. Так в оз. Отстойник к 2014 г. в состав комплекса доминирующих по численности фитопланктона видов водорослей помимо цианопрокариот стали входить зеленые водоросли. Однако параллельно с этим снизилась доля азотфиксирующих форм синезеленых водорослей и, соответственно, возросла роль нитчатых безгетероцистных цианопрокариот. Это указывает на развивающиеся в водоеме процессы эвтрофирования.

Комплекс, доминирующих по биомассе фитопланктона, видов водорослей, наиболее трансформировался. Ведущая роль к 2014 г. стала принадлежать динофитовым водорослям. Как уже говорилось выше, данная группа организмов способна к миксотрофному питанию. Доминирующие позиции динофлагеллят еще раз подтверждают наше предположение, что с прекращением жесткого техногенного воздействия на водоемы в них стало появляться в достаточном количестве растворимое органическое вещество (РОВ) в результате прижизненного внеклеточного выделения и разложения отмерших клеток фитопланктона (Трифенова, 1990; Копылов, 2011).

В оз. Шламонакопительное перестройки в составе доминирующих комплексов происходили не только под влиянием прекращения техногенной эксплуатации, но и активно развивающихся процессов обмеления и переходу водоема к эфемероидному типу. В связи с этим, комплекс видов, разновидностей и форм водорослей, доминирующих по численности фитопланктона, сократился, а ведущая роль перешла нитчатым синезеленым водорослям. Видовое богатство доминирующих по биомассе фитопланктона видов водорослей также снизилось. При этом в водоеме из состава доминант исчезли криптофитовые и пенатные диатомовые водоросли, которых сменили динофитовые и центрические диатомовые водоросли.

Для оценки степени трансформации таксономической структуры фитопланктона «техногенных» водоемов после прекращения промышленной экс-

плуатации был проведен графический анализ кривых доминирования по численности фитопланктона в соответствии с установленной методикой (Оствальд, 1987; Колмар, 2006; Разумовский, 2012). В результате было установлено, что в каждом водоеме пространственно-временная трансформация таксономических пропорций происходила по типу образования генерации результирующих линий с единым центром локализации (рис. 29). Положение центра локализации свидетельствует о том, что трансформация была математически значима (проекция на ось ординат  $>10$ ), но переход на качественно новый уровень развития системы еще совершен не был.

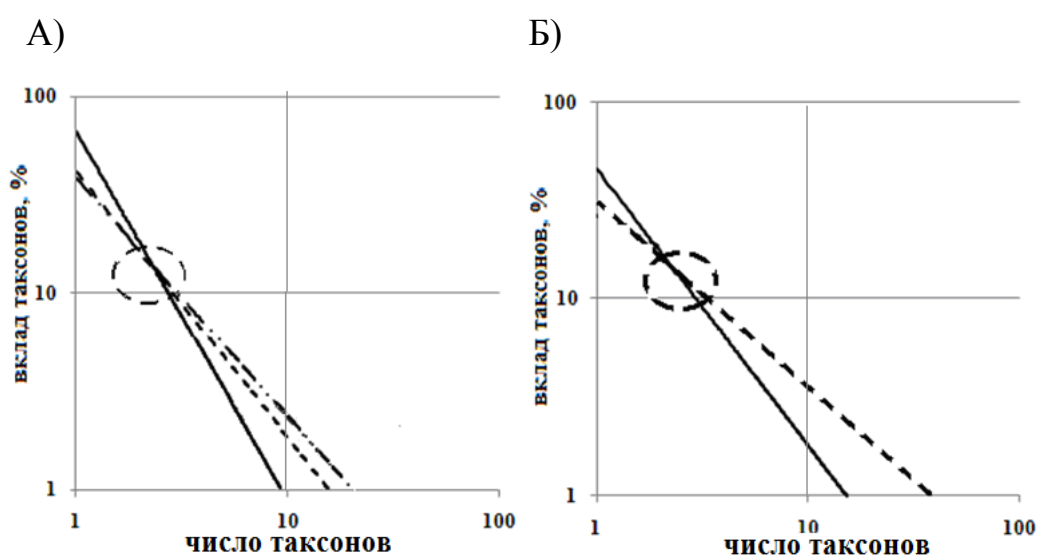


Рис. 29. Графический анализ трансформации таксономической структуры фитопланктонных комплексов оз. Отстойник (А) и оз. Шламонакопительное (Б) в 1991-2014 гг. в логарифмической системе координат.

Уравнения результирующих линий, полученные в логарифмической системе координат, по типу степенной зависимости  $Y=k_iX^a$  между значениями  $X$  (порядком таксона) и  $Y$  (его относительной численностью) представлены в табл. 25.

Изменение значений параметра  $a_i$  от 1991 г. к 2014 г. указывает ослабление негативного влияния на экосистему. Уменьшение значения коэффициента  $k_i$  и свидетельствует об увеличении числа таксонов, поддерживающих экологическую устойчивость экосистем водоемов, и снижении допустимого нижнего по-

рога их относительной численности, т. е. постепенно увеличивается стабильность экосистем во времени и способность противостоять внешним неблагоприятным факторам среды (Колмар, 2006; Разумовский, 2009). Это, несомненно, является позитивным признаком самопроизвольной трансформации после снятия техногенного пресса. Однако, процесс самовосстановления еще не завершен, поэтому экосистемы исследуемых водоемов все еще нуждаются в пристальном наблюдении.

Табл. 25

Уравнения результирующих линий трансформации таксономической структуры фитопланктонных комплексов оз. Отстойник и оз. Шламонакопительное в 1991-2014 гг.

Водоем	Год	Уравнение	Коэффициент детерминации $R^2$
Оз. Отстойник	1991-92	$y = 67,13x^{-1,90}$	0,933
	2001	$y = 41,59x^{-1,35}$	0,922
	2013-14	$y = 38,31x^{-1,22}$	0,926
Оз. Шламонакопительное	1991-92	$y = 46,21x^{-1,41}$	0,859
	2001	$y = 26,47x^{-0,53}$	0,895

Таким образом, как показали наши исследования, что в группе «природных» водоемов отмечалась тенденция к росту степени доминирования от 1991 г. к 2014 г., как по численности, так и по биомассе фитопланктона. Рост степени доминирования применительно к показателям численности фитопланктона был связан с усилением преобладания синезеленых водорослей, по биомассе – с ростом вклада в суммарные показатели синезеленых и динофитовых водорослей. В группе так называемых «техногенных» водоемов, напротив, отмечалось снижение среднесезонного уровня доминирования. Вероятно, эти изменения были связаны с перестройкой в составе доминирующих комплексов после прекращения техногенной нагрузки на водоемы.

От 1991 г. к 2014 г. состав комплекса видов, доминирующих как по численности, так и по биомассе существенно изменился как в «природных», так и в «техногенных» водоемах. В отношении показателей численности эти изменения были связаны с усилением позиций синезеленых водорослей. Наиболее яр-

ко выражен этот процесс был в группе «природных» водоемов. В этих озерах нитчатые безгетероцистные формы ( $S_1$ -типа) постенно вытесняли азотфиксирующих цианопрокариот, что во многом было связано с изменением в соотношении N:P в водоемах. В группе «техногенных» водоемах, где соотношение N:P было высоким изначально, доминирование по численности нитчатых безгетероцистных форм ( $S_1$ -типа) синезеленых водорослей только усилилось, по биомассе же в связи с процессами самоочищения стали преобладать динофитовые водоросли.

## 7.2 Экология доминирующих видов водорослей

Ниже рассмотрены экологические особенности тех видов водорослей, средняя степень встречаемости в составе доминирующего комплекса которых в каком-либо водоеме за отдельно взятый период исследования превышала 50%, либо тех уровень доминирования которых в отдельные периоды исследования оценивался как «жесткий».

В изученных водоемах системы Васильевских озер в состав доминирующего комплекса входили водоросли различных отделов.

Синезеленые водоросли (цианопрокариоты) чаще всего регистрировались в фитопланктоне как «природных», так и «техногенных» озер и входили в ранг доминант. Их массовое развитие неоднократно приводило к так называемому «цветению» воды. Из выше перечисленных, наиболее распространенными азотфиксирующим формам в системе озер являлись представители родов *Aphanizomenon* и *Microcystis*. Также периодически преимущественно в «техногенных» водоемах в ранг доминант входили представители р. *Merismopedia*.

*Aphanizomenon flos-aquae* – широкораспространенный пресноводно-солонатоводный вид, предпочитающий воды с повышенным уровнем трофности (Водоросли, вызывающие..., 2006). Встречается преимущественно в планктоне пресноводных водоемов или опресненных участках морей. Способен провоцировать развитие «цветения» воды. При создании определенных условий популяции вида могут продуцировать нейротоксины (афанотоксины), которые являются

быстродействующими ядами, способными угнетать нервную проводимость. Токсины парализуют скелетные мышцы и вызывают смерть животных из-за остановки дыхания через несколько минут, максимум через 1-2 часа после инъекции (Водоросли, вызывающие «цветение», 2006; Протисты и бактерии..., 2009). Водоросль способна вырабатывать дерматоксины, раздражающие слизистые оболочки и кожу человека, способствует развитию конъюнктивита, провоцирует покраснение кожи (Кондратьева, Коваленко, 1975).

Вид периодически входил в состав доминирующего комплекса во всех изученных водоемах. Максимальные показатели численности и биомассы отмечались в июне 2014 года в оз. Отстойник и составляли 24,41 млн кл./л и 2,44 мг/л соответственно.

*Merismopedia tenuissima* – широко распространенный, континентальный, эвригалинный вид,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапроб. В бентосе, реже планктоне различных водоемов и водотоков. Наиболее характерна для прибрежной зоны водоемов со стоячей или медленно текущей водой (Водоросли, вызывающие «цветение»..., 2006).

В ранг доминант входила преимущественно в так называемых «техногенных» водоемах. Максимальная численность была зарегистрирована в оз. Отстойник в июле 2014 и составила 109,76 млн кл./л при биомассе 0,44 мг/л.

*Microcystis aeruginosa* – пресноводно-солонатоводный вид, алкалофил,  $\beta$ -мезосапроб. Встречается в планктоне практически повсеместно, за исключением полярных и субполярных регионов (Виды, вызывающие..., 2006). Эвритермный вид. Способен вегетировать в достаточно широком диапазоне температуры (7–27°C), в т.ч. даже в подледный период (Трифенова, 1990).

Токсичен. Популяции *Microcystis aeruginosa* могут продуцировать гепатотоксины (микроцистины). Они относятся к группе низкомолекулярных пептидных ядов. Они разрушают гепатоциты печени гидробионтов и человека, провоцируя развитие обширный некроза, который в определенных случаях может привести к летальному исходу (Кармайкл, Чернаенко, 1992).

Вид периодически входил в состав доминирующего комплекса водорослей во всех изучаемых водоемах. Максимальные показатели численности и биомассы были



зарегистрированы в оз. Б. Васильевское в сентябре 2013 г. (145,4 млн кл./л и 10,22 мг/л).

*Microcystis pulverea* – планктонный организм с широким географическим распространением, олиго-β-мезосапроб. В составе доминирующего комплекса был зарегистрирован во всех исследуемых водоемах в различные периоды исследования. Максимальные показатели численности и биомассы наблюдались в оз. Б. Васильевское в июне 2013 года и составляли 270,24 млн кл./л и 0,11 мг/л соответственно.

*Microcystis Wesenbergii* – широко распространенный мультizonальный пресноводно-солонатоводный вид, β-мезосапроб. Встречается в планктоне, реже бентосе прудов, озер, равнинных рек, водохранилищ, опресненных морских заливов. Может продуцировать токсичные вещества, опасные для некоторых беспозвоночных и молоди рыбы (Водоросли, вызывающие..., 2006).

Регулярно входил в ранг доминант как по численности, так и по биомассе в оз. Б. Васильевское. Максимальные показатели численности и биомассы были зарегистрированы в сентябре 2013 года (47,61 млн кл./л и 9,61 мг/л).

Важной группой синезеленых водорослей в составе доминирующих комплексов исследованных озер были нитчатые безгетероцистные формы цианопрокариот, большинство которых относилось ранее к единому роду *Oscillatoria*. Как правило, они активно развиваются в мелководных, полимиктических, низкопрозрачных, высокоэвтрофных водоемах в высоком отношении N/P (Сиделев, Бабаназарова, 2011). Развиваясь в массе они провоцируют изменение структуры фитопланктона по так называемому «катастрофическому» типу, которое с течением времени приводит к развитию «осцилляториевой» болезни и, как следствие, к полному доминированию планктотрихетового комплекса синезеленых водорослей (Бабаназарова, 2003).

*Geitlerinema amphibium* – нитчатая синезеленая водоросль планктотрихетового типа. Развивается преимущественно в стоячих водах. Вид адаптирован к низкой освещенности и ее резким изменениям, способен создавать эффект самозатемнения, что лимитирует по этому параметру развитие других видов

водорослей (Сиделев, Бабанозарова, 2011). Относится к числу токсичных организмов. Токсины *Geitlerinema amphibium*, обладая достаточно высокой провоспалительной активностью, способны в больших дозах провоцировать венозную застой и вызывать ишемические повреждения (Varis, 1993).

Наиболее высокие показатели количественного развития были зарегистрированы в оз. Прудовиков в сентябре 2013 г. Численность и биомасса составляли соответственно 334,32 млн кл./л и 26,74 мг/л.

*Limnotrix planctonica* – широко распространенный в северной половине Евразии пресноводно-солонатоводный вид. Встречается преимущественно в планктоне озер, нередко вегетирует в эпи- и металимнионе. Способен развиваться в условиях невысоких температур, дефиците кислорода и наличии сероводорода (Водоросли, вызывающие..., 2006).

Периодически входил в ранг доминант в оз. Восьмерка и в «техногенных» водоемах. Максимальные значения численности и биомассы были зарегистрированы в оз. Отстойник в июле 2014 года, составили 213,44 млн кл./л и 4,27 мг/л.

*Planktolyngbya limnetica* – широко распространенный эвригалинный вид. Встречается преимущественно в планктоне или реже бентосе водоемов и вотоков с различной соленостью воды, а также в сообществах опресненных морских акваторий (Протисты и бактерии..., 2009). Вид входил в ранг доминант во всех исследованных водоемах. Максимального развития достигала в оз. Б. Васильевское в июле 2013 г. у поверхности воды. В это время его значения составляли 72,96 млн кл./л, а биомасса – 0,88 мг/л.

*Planktothrix agardhii* – нитчатая синезеленая водоросль планктотрихетового типа. Достаточно часто встречающийся в планктоне, реже бентосе пресных или солонатоводных водоемов умеренной зоны.  $\beta$ -мезосапроб. Индикатор гипертрофного состояния водоемов. Один из частых возбудителей «цветения» воды.

Исследования в Норвегии показали, что *Planktothrix agardhii* вырабатывает гепатотоксины, оказывающие отравляющее воздействие на мышечные клет-

ки и гепатоциты печени. Структура и свойства токсина близки к микроцистинам (Водоросли, вызывающие..., 2006).

Вид входил в ранг доминант в оз. Восьмерка. Наиболее высокие значения численности и биомассы *Planktothrix agardhii* были зарегистрированы в сентябре 2013 г. и составляли 28,59 млн кл./л и 0,72 мг/л соответственно.

*Pseudoanabaena limnetica* – нитчатая безгетероцистная водоросль планктотрихетового типа, ранее относимая к р. *Oscillatoria*. Встречается, как правило, в планктоне прудов и озер, нередко в грязной воде и илу, а также в слизи других водорослей (Голлербах, 1953; Водоросли, вызывающие..., 2003).

В ранг доминант входила в различные периоды исследования в оз. Прудовиков и в «техногенных» водоемах. Наиболее высокие значения численности и биомассы были зарегистрированы в оз. Отстойник в июле 2014 г. и составляли 55,52 млн кл./л и 1,61 мг/л.

Кроме описанных видов водорослей в ранг доминант из цианопрокариот также входили из азотфиксирующих форм *Anabaena flos-aquae*, *A. planctonica*, *Anabaena variabilis*, *Anabaenopsis elenkinii*, из нитчатчатых безгетероцистных форм *Jaaginema gracile*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Leptolyngbya fragilis*, *Limnotrix redekei*, *Phormidium molle*, *Oscillatoria tenuis*, а также *Spirulina magnifica*.

Диатомовые водоросли распространены повсеместно. Среди них встречаются планктонные, бентосные и перифитонные формы. В водоемах развиваются круглый год. Как по численности, так и по биомассе эти водоросли могут доминировать в экосистемах разного типа.

*Cyclotella radiosa* – пресноводный, широкораспространенный вид, индифферент. Встречается как в олигосапробных, так и эвфтрофных водах.

В ранг доминант по биомассе входила периодически во всех так называемых «природных» водоемах и эпизодически в оз. Шламонакопительное. Максимальные показатели численности были зарегистрированы в августе 1991 г. в оз. Восьмерка и составляли 1,72 млн кл./л при биомассе 4,31 мг/л.

*Stephanodiscus hantzschii* – широкораспространенный вид, встречающийся в стоячих и текучих пресноводных или слегка солоноватоводных водоемах. Обычен для эвтрофных вод, облигатный гетеротроф (Лаврентьева, 1986).

Периодически в ранг доминант по биомассе фитопланктона во всех исследуемых водоемах, кроме оз. Отстойник. Наиболее высокие значения численности и биомассы были зарегистрированы в оз. Восьмерка в мае 1992 г. и составляли 1,26 млн кл./л и 3,43 мг/л соответственно.

Из представителей этого отдела водорослей в ранг доминант входили *Fragilaria atomus*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia sublinearis*.

Динофитовые водоросли населяют как пресноводные, так и морские водоемы. Большинство из них планктонные организмы, обитающие в прибрежной зоне водоемов, а также в зарослях макрофитов, среди скоплений нитчатых водорослей. Ряд динофитовых водорослей способны к миксотрофному типу питания путем осмоса или фагоцитоза (Романенко, 2004).

*Ceratium hirundinella* – встречается преимущественно в планктоне водоемов и водотоках, эвтрофных и гипертрофных водах (Водоросли, вызывающие..., 2006).

Наиболее интенсивно развивался в оз. Восьмерка, достигая наибольших показателей количественного развития в сентябре 2013 г. Численность составляла 0,23 млн кл./л при биомассе 20,74 мг/л.

*Peridiniopsis elpatiewsky* – вид обитает преимущественно в стоячих водоемах различной степени трофности.

Активно развивался в оз. Отстойник. Наиболее высокие показатели численности регистрировались в июле 2014 г. Численность составляла 1,52 млн кл/л при биомассе 32,69 мг/л.

Среди динофитовых водорослей в ранг доминант также периодически входили *Gymnodinium lacustre*, *Peridinium aciculiferum*, *Peridinium umbonatum*, *Peridiniopsis penardii*, *Peridiniopsis quadridens*, *Sphaerodinium cinctum*.

Криптофитовые водоросли встречаются преимущественно в планктоне. Наиболее характерными местами обитания являются небольшие пресноводные хо-

рошо прогреваемые водоемы – пруды, лужи, болота, канавы. Некоторые виды живут в слабосоленых и морских водах. Предпочитают, как правило, в поверхностные хорошо прогреваемые слои воды, тяготеют к побережью. Как и в случае с динофитовыми водорослями, ряд криптононад способен к миксотрофному питанию (Копылов, 2011).

Среди криптофитовых водорослей в различные периоды исследования в ранг доминант входили *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas curvata*, *Cryptomonas ovata*, *Cryptomonas reflexa*.

В группе «природных» водоемов криптофитовые водоросли эпизодически выступали в роли доминантов по биомассе фитопланктона. В оз. Шламонакопительное на начальном этапе исследования криптофитовые водоросли играли важную роль в формировании суммарных значений биомассы.

Массовые виды из отдела зеленых водорослей представляют два класса: Chlorophyceae и Chlamydomonadales.

Хлорококковые водоросли – общепризнанные показатели антропогенного эвтрофирования (Охупкин, 1997; Водоросли, вызывающие «цветение»..., 2006; Протисты и бактерии..., 2009). Из этого класса в «природных» водоемах в ранг доминант периодически входили *Dictyosphaerium subsolitaria*, *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetraedron triangulare*. В оз. Отстойник в июне 2014 г. зеленая водоросль *Tetraedron triangulare* был одним из «жестких» доминантов и по биомассе фитопланктона.

Из класса Chlamydomonadales отдела Chlorophyta в составе доминирующего комплекса видов водорослей эпизодически входили *Chlamydomonas globosa* и *C. simplex*. *Chlamydomonas globosa* входил в ранг доминант по биомассе в оз. Восьмерка в июне 2001 г. (максимальная численность составляла 1,08 млн кл/л при биомассе 0,36 мг/л). *Chlamydomonas globosa* выступал в роли доминанта как по численности, так и по биомассе фитопланктона в летний период 1991-92 гг. в оз. Шламонакопительное. Максимальные значения численности и биомассе регистрировались в июне 1991 и составляли 0,26 млн кл./л и 0,09 мг/л соответственно.

Хламидомонады предпочитают антропогенно трансформированные водоемы с пониженной цветностью и высоким содержанием биогенных элементов. Тяготеют к водам с нейтральной или слабощелочной реакцией среды, средней или повышенной минерализацией, гидрокарбонатно-кальциевой группы (Охапкин, 1997; Протисты и бактерии..., 2009).

## **ГЛАВА 8. О ПРАКТИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ МЕТОДА «АЛЬГОЛИЗАЦИИ» ВОДОЕМОВ НА ПРИМЕРЕ ОЗ.Б. ВАСИЛЬЕВСКОЕ**

Антропогенное воздействие на экосистемы водоемов приводит не только к ухудшению качества воды в них, но также, оказывает значительное воздействие на гидробионтов и наносит ущерб биологическому разнообразию. Малые водоемы в черте крупных городов, выполняют экологические, эстетические, рекреационные функции, поэтому вопросы их охраны и очистки достаточно актуальны. Процесс их антропогенного загрязнения и эвтрофикации зачастую сопровождается полным отсутствием биогенного лимитирования (Павлова, 2000; Старцева и др., 2011; Охрана окружающей среды..., 2006)

Одним из методов восстановления таких водоемов является механическая рекультивация: сначала вода откачивается из объекта, затем из озерной котловины механически удаляются донные осадки. Данный метод является радикальным, так как после него большая часть гидробионтов погибает, и после вторичного заполнения водой процесс восстановления видового состава и численности происходит довольно медленно. После восстановления экосистемы таких озер характеризуются низким биологическим разнообразием. Первое время они весьма неустойчивы и обладают низкой сопротивляемостью к внешним неблагоприятным факторам среды.

Однако для многих водоемов такой метод рекультивации не применим, так как воду невозможно откачать из-за больших объемов, либо из-за интенсивного функционирования подземных источников. Применение тяжелой техники на уникальных водоемах, экосистемы которых сложно организованы не всегда желательно.

Методы биологической рекультивации водоемов традиционно считаются более мягкими и щадящими. Однако следует учитывать, что успешность развития интродуцируемых видов-рекультиваторов зависит от множества факторов. Так биорекультиваторы, показывавшие хорошие результаты в условиях лаборатории, в естественной среде могут оказаться неэффективны в естественных условиях. Поэтому следует помнить, что методы биологической рекультива-

ции не всегда одинаково эффективны в водоемах различных типов, а научная и практическая значимость ряда современных биологических методов рекультивации вообще вызывает сомнения (Остроумов, 2004; Кривицкий, Остроумов, 2006; 2007).

Одним из таких методов позиционируется так называемая «альголизация» водоемов, которая заключается в интродукции адаптированного штамма *Chlorella vulgaris* ИФР №С-111, который впоследствии был запатентован компанией ООО НПО «Альгобиотехнология» как *Chlorella kessleri* ВКПМ А1-11 ARW.

Согласно заявлениям автора указанной методики Богданова Н. И., «альголизация» водоема проводится путем интродукции адаптированного штамма *Chlorella* в объеме, рассчитанном в соответствии с размерами рекультивируемого водоема. Она должна осуществляться до момента активной вегетации синезеленых водорослей – с февраля по июнь. После этого, по мнению авторов, попадая в водоем, хлорелла не осаждается на дно и не прилипает к высшей растительности, а «парит» в верхнем (до 40 – 100 сантиметров) слое воды, интенсивно фотосинтезируя и делясь.

За небольшой промежуток времени интродуцированный штамм *Chlorella* должен занять доминирующую позицию в указанном слое воды, насыщая его кислородом и удаляя излишки углекислого газа, органических и неорганических веществ, уничтожая при этом всю патогенную микрофлору. При этом хлорелла позиционируется Н. И. Богдановым как наилучший корм для зоопланктона: авторы ожидают увеличение его численности в разы.

В результате главным итогом «альголизации» является отсутствие интенсивного развития синезеленых водорослей в летний период, в связи с тем, что хлорелла поглотит все биогены, необходимые для их развития. Кроме того, если водоем уже поражен синезелеными водорослями, согласно заявлениям ООО НПО «Альгобиотехнология», введение адаптированного штамма *Chlorella* позволяет лизировать их скопления и перевести продукты разложения в про-



цессе фотосинтеза в белок, липиды, и т. д. входящие в структуру хлореллы (Богданов, 2002; 2007; Кульнев, Лухтанов, 2013).

Согласно информации, предоставленной на официальном сайте компании ООО НПО «Альгобиотехнология» (<http://www.algobiotehнологia.com>), отсутствие «цветения» воды в водоеме, подвергшимся «альголизации», гарантируется только в период действия договора, а «для пролонгации требуемого эффекта на более длительный срок, необходимо проводить альголизацию не менее четырех сезонов подряд».

К 2013 г. согласно данным ООО НПО «Альгобиотехнология» альголизации подверглись более 500 водоемов общей площадью около 1000 км<sup>2</sup>. Среди них: водохранилища Волго-Донского судоходного канала (2005 г.); некоторые заливы Цимлянского и Волгоградского водохранилищ (2007 г.); рыбоводные пруды Воронежской, Липецкой, Тамбовской, Белгородской областей (2008 г.), пруды Ставропольского и Краснодарского края, Московской, Ленинградской и Ростовской областей (2009 г.) Матырское водохранилище (2009–2011 гг.); Белоярское водохранилище (2010 г.); Нижнетагильский пруд (2010 г.); Ленево, Черноисточинским и Верхнее-Выйским питьевые водохранилища (2011 г.); Ижевский пруд (2011 г.).

В настоящее время, несмотря на его достаточно активное внедрение, метод «альголизации» показал себя несостоятельным и получил преимущественно отрицательные отзывы со стороны специалистов-гидробиологов и альгологов.

Так в отзыве на монографию Н. И. Богданова «Биологические основы предотвращения «цветения» Пензенского водохранилища» Бульон В. В. с соавторами (2008 г.) подчеркивает, что «указанная книга не содержит биологических (научных) основ борьбы с «цветением» водоемов синезелеными водорослями, методически безграмотна и полна противоречий». Отметим также, что ни в этой, ни в последующих своих работах Н. И. Богданов не приводит данных, убедительно и однозначно доказывающих эффективность так называемой «альголизации» водоемов (Бульон, 2008; Горбунов, 2014).

В 2009 г. Федеральное агентство по науке и инновациям РФ и Министерство образования и науки РФ выпустили каталог российских инновационных разработок «Чистая вода». В соответствии с тематикой в издании были представлены инновационные методы очистки и рекультивации водоемов различного типа, однако метод «альголизация» как научно необоснованный и практически не состоятельный туда включен не был.

В феврале 2012 г. на заседании Ученого совета ИЭВБ РАН было предложено провести на оз. Б. Васильевское эксперимент по ликвидации «цветения» воды посредством «альголизации». Сотрудниками института было поставлено условие: перед проведением интродукции адаптированного штамма *Chlorella* необходимо провести подробное исследование исходного состояния озера до начала эксперимента. ООО НПО «Альгобиотехнология» не проявила интереса к этому предложению и не сообщила конкретных сроков начала эксперимента, предварительное независимое исследование состояния экосистемы оз. Б. Васильевское сотрудниками ИЭВБ РАН проведено не было.

В мае 2013 г. сотрудниками компании ООО НПО «Альгобиотехнология» неожиданно были начаты работы по интродукции хлореллы в озеро Большое Васильевское, без предварительного уведомления об этом администрации и сотрудников ИЭВБ РАН. Начиная с июня 2013 г. сотрудники лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН стали проводить независимые наблюдения за гидрохимическими и гидробиологическими показателями воды в указанном озере.

Как показали наши исследования, трофическое состояние озера Б. Васильевское в 2013–2014 гг. оценивалось как гиперэвтрофное. При этом средняя концентрация хлорофилла по сравнению с 1991–92 гг. увеличилась почти втрое, с 86 до 245 мкг/л, прозрачность воды уменьшилась в среднем с 65 до 28 см, а в период наиболее активной фазы «цветения» была 10 см и менее (Горбунов, 2014 г.). Средние показатели численности фитопланктона в 2013–14 гг. возросли практически в 2 раза, биомассы – в 1,5 раза по сравнению с 1991–92 гг., причем преимущественно именно за счет усиления вегетации цианопрока-

риот. Синезеленые водоросли устойчиво играли ведущую роль в формировании показателей количественного развития фитопланктона весь вегетационный период. Комплекс доминирующих видов, как по численности, так и по биомассе состоял преимущественно из синезеленых водорослей. Уровень доминирования цианопрокариот возрастал от 1991 г. к 2014 г.

*Chlorella vulgaris* ни в один из периодов исследования не входила не только в ранг доминирующих, но даже не относилась к группе массовых видов ни по численности, ни по биомассе (табл. 26).

Таблица 26

Средняя частота встречаемости и вклад в формирование показателей количественного развития *Chlorella vulgaris* в оз. Б. Васильевское в 2013–14 гг.

	Ср. частота встречаемости, %	Ср. доля от общей численности, %	Ср. доля от общей биомассы, %
2013 г.	38	0,01	0,009
2014 г.	32	0,005	0,004

В 2014 г. вода в озере не соответствовала санитарным и экологическим нормам по целому ряду гидрохимических показателей. Из трех исследованных водоемов экологическое состояние оз. Б.Васильевское было наиболее тяжелым. Все выше перечисленное свидетельствует о том, что цели эксперимента по «альголизации» не были достигнуты.

На основании результатов, представленных в докладе сотрудников ИЭВБ РАН «Состояние озера Б. Васильевское в первый год интродукции хлореллы» (Горбунов, 2014а) в постановлении III Международной конференции «Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге» (24-29 августа 2014 г., Борок, Россия) сказано, что метод альголизации, предложенный Н.И. Богдановым для избавления водоемов от «цветения» воды токсичными синезелеными водорослями, следует признать несостоятельным, не имеющим научной основы и не подтвержденным убедительными положительными научными результатами (Корнева, 2014).

В решении XI Съезд Гидробиологического общества при РАН от 22–26 сентября 2014 г. Так же сказано, что одно из важных решений Съезда является считать так называемый метод «альголизации» водоемов ложным и наносящим значительный ущерб Российской гидробиологии. Также была подчеркнута необходимость развития современных высоко-технологичных научных методов борьбы с эвтрофированием водоемов (Решение XI Съезда..., 2014).

## ВЫВОДЫ

1. Альгофлора планктона Васильевских озер характеризовалась достаточно высоким видовым богатством. Всего был зарегистрирован 451 таксон водорослей рангом ниже рода из 136 родов, 59 семейств 24 порядков и 15 классов. Как и в большинстве пресноводных водоемов умеренной зоны, ее основу формировали зеленые, диатомовые, синезеленые и эвгленовые водоросли.
2. В группе «природных» водоемов во все периоды исследования таксономическая структура альгофлоры планктона имела высокое флористическое богатство и оставалась постоянной на уровне практически всех таксономических единиц. В группе «техногенных» водоемов она значительно изменилась после прекращения промышленной эксплуатации в сторону усложнения, при этом таксономический состав альгофлоры планктона этих водоемов стал приближаться к типу, характерному для данного региона.
3. С течением времени во всех озерах произошло увеличение показателей количественного развития фитопланктона и уровня трофности. При этом в «природных» водоемах отмечалось возрастание доли синезеленых водорослей  $S_1$ -типа (r-стратегов) в формировании общей численности и биомассы фитопланктона по мере увеличения концентрации азота, особенно его аммонийной формы, и соотношения азота и фосфора. В «техногенных» водоемах значения общей численности фитопланктона также были связаны с развитием синезеленых водорослей  $S_1$ -типа, показатели биомассы в период самоочищения водоемов определялись активной вегетацией крупноклеточных динофитовых водорослей (k-стратегов).
4. В «природных» водоемах отмечено устойчивое снижение показателей видового разнообразия и выравненности сообщества от 1991 г. к 2014 г. В «техногенных» выявлена тенденция к увеличению показателей видового разнообразия и выравненности сообществ альгофлоры.
5. Метод «альголизации» на оз. Б. Васильевское не дал положительных результатов и оказался неэффективным.

**СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

1. Алёкин О. А. Основы гидрохимии / О. А. Алекин. – М., 1970.– 444 с.
2. Алимов А. Ф. Введение в продукционную гидробиологию / А. Ф. Алимов. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 151 с.
3. Алимов А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А. Ф. Алимов. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
4. Алябина Г.А., Сорокин И.Н. Оценка внешней нагрузки на водные объекты в условиях урбанизированного ландшафта / Г. А. Алябина, И. Н. Сорокин // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон. Тез. докл. Всероссийск. науч. конф. – СПб.: Изд-во РГТМУ. 1999. – С. 9-11.
5. Антропогенное воздействие на малые озера. – Л.: Наука, 1980.–172 с.
6. Антропогенные изменения экосистем малых озер. Мат. Всесоюз. совещания.– СПб.: Гидрометеиздат. 1991.– 178 с.
7. Асаул З.І. Визначник евгленових водоростей Української РСР / З. І. Асаул. – Київ, 1975. – 406 с.
8. Бабаназарова О. В. Структура фитопланктона и динамика содержания биогенных элементов в озере Неро / О. В. Бабаназарова // Биол. внутр. вод, – 2003. – № 1. – С. 33 –39.
9. Балашова Н.В. Природа Ленинградской области: Водоросли / Н. В. Балашова, Н. В. Никитин. – Л.: Лениздат, 1989. – 92 с.
10. Бариева Ф.Ф. Фитопланктон озер Лебяжье г. Казани в условиях различного рода антропогенного воздействия и восстановления / Ф. Ф. Бариева // Тез. докл. VIII Съезда ГБО РАН. – Калининград, 2001. – Т. III. – С. 14-15.
11. Бариева Ф.Ф. Фитопланктон подверженных антропогенному воздействию озер в период восстановления / Ф. Ф. Бариева, Н. М. Мингазова // Гидробиотика 2000. Тез. докл.V Всерос. конф. по водн. растен. – Борок, 2000. – С. 9.
12. Баринова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С. Баринова, Л.А. Медведева, О.В. Анисимова. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.

13. Баринаева С.С. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (Российский Дальний Восток) / С.С. Баринаева, Л.А. Медведева. – Владивосток: Дальнаука. 1996. – 364 с.
14. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоёмов. 3 изд., доп. и перераб. / Н. И. Богданов. – Пенза: РИО ПГСХА, 2008. – 126 с.
15. Бортникова С.Б. Техногенные озера: формирование, развитие и влияние на окружающую среду / С. Б. Бортникова, О.Л. Гаськова, А.А. Айриянец. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2003. – 120 с.
16. Бульон В.В. О книге Н.И. Богданова «Биологические основы предотвращения «цветения» Пензенского водохранилища синезелеными водорослями» / В. В. Бульон и др. – СПб. 2008. – 17 с.
17. Бурдо А.Ю. Особенности развития фитопланктона и оценка качества воды некоторых малых водоёмов Санкт-Петербурга / А. Ю. Бурдо, В. Н. Никитина, А. О. Павлова, Е. В. Николаева // Тезисы докладов III (XI) Международной Ботанической Конференции молодых учёных в Санкт-Петербурге 4-9 октября 2015 года. – СПб, 2015. – С. 49.
18. Буркова Т.Н. Фитопланктон Верхнего Южного пруда: таксономический состав и эколого-гео-графическая характеристика / Т. Н. Буркова // Самарская Лука: Бюлл. – 2007. – Т.16. – № 4(22). – С. 719-736.
19. Буркова Т.Н. Фитопланктон прудов г. Самары / Т. Н. Буркова, Н. Г. Тарасова // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Материалы III Международной научной конференции, 17-22 сентября 2007 г. – Минск, 2007. – С. 38-39.
20. Бутакова Е.А. К вопросу об альголизации водоемов / Е. А. Бутакова, Т.Е. Павлюк, О. С. Ушакова, А. Н. Попов, О. В. Тютков // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – 2013. – № 5. – С. 75-84.
21. Бычек Е. А. Экологический паспорт городского водоёма. Васильевские озёра. Озеро Пляжное / Е. А. Бычек, О. Е. Варламова, Л. А. Выхристюк, Л. А. Головатюк, Т. Д. Зинченко, А. В. Иватин, В. М. Ивакина, С. В. Козловский, С. В. Краснов, В. Н. Номоконова, Г. А. Насыров, М. В. Сидоренко, Н. Г. Тарасова,

- В. К. Шитиков, В. П. Юнина; под ред. Г. С. Розенберга, Т. Д. Зинченко. – Тольятти: Комитет экологии и природных ресурсов мэрии, 2000. – 77 с.
22. Виндберг Г. Г. Сравнительно-биологические исследования, их возможности и ограничения / Г. Г. Виндберг // Продукционно-гидробиологические исследования на внутренних водоемах. – Л., 1986. – С. 4–18.
23. Воденеева Е.Л. Состав и структура фитопланктона гумозно-ацидных водоемов (на примере водных объектов заповедника "Керженский") : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Воденеева Екатерина Леонидовна. – г. Н. Новгород, 2006. – 28 с.
24. Водоросли. Справочник. – Киев: Наукова думка, 1989. – 608 с.
25. Водоросли, вызывающие "цветение" водоемов северо-запада России. – М., 2006. – 367 с.
26. Воронихин Н.Н. Несколько слов о содержании понятия «фитопланктон континентальных вод» / Н. Н. Воронихин // Ботанический журнал. – 1950 – Т. XXXV. – №6. – С. 668-674.
27. Выхристюк Л.А. Качество воды Васильевских озер / Л. А. Выхристюк // Деп. в ВИНТИ, № 1051-В93, 1993.
28. Выхристюк Л.А. Комплексная оценка экосистем малых водоемов урбанизированных территорий (на примере г. Тольятти) / Л. А. Выхристюк, Ю.А. Ромашкова // Экологические проблемы природных и урбанизированных территорий. – Астрахань: Издатель Сорокин Роман Васильевич, 2009. – С. 149-152.
29. Генкал С.И. Атлас диатомовых водорослей планктона реки Волги / С. И. Генкал. – С-Пб., 1992. – 128 с.
30. Генкал С. И. Некоторые новые и редкие виды центральных диатомовых водорослей водоемов Северо-Запада России и Прибалтики / С. И. Генкал, И. С. Трифонова // Биол. внутр. вод. – 2001. – №3. – С. 11-19.
31. Герасимова Н.А. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ / Н. А. Герасимова. – Тольятти, 1996. – 200 с.
32. Гланц С. Медико-биологическая статистика / С. Гланц; пер. с англ. под ред. Н. Е. Бузикашвили, Д. В. Самойлова. – М.: Практика, 1999. – 460 с.



33. Голлербах М.М. Синезеленые водоросли / М. М. Голлербах, Е. К. Косинская, В. И. Полянский // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. – М.: Советская наука, 1953. – 651 с.
34. Горбунов М. Ю. Состояние озера Большое Васильевское в первый год интродукции хлореллы / М. Ю. Горбунов, Н. Г. Тарасова, М. В. Уманская, Е. С. Краснова, Е. С. Кривина // Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге. Сборник материалов докладов III Международной научной конференции, 24–29 августа 2014 года. ИБВВ РАН. – Ярославль: Филигрань, 2014а. – С. 216-217.
35. Горбунов М. Ю., Уманская М. В., Краснова Е. С. Современное экологическое состояние озера Большое Васильевское / М. Ю. Горбунов, М. В. Уманская, Е. С. Краснова // Известия СНЦ РАН. – 2014б. – Т.16. – №1. – С.183-187.
36. Горбунов М. Ю., Уманская М. В., Краснова Е. С. Современное экологическое состояние некоторых пригородных озер системы Васильевских озер, г. Тольятти: Гидрохимический режим озер в 2013-2015 гг. / М. Ю. Горбунов, М. В. Уманская, Е. С. Краснова // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. – 2017. - Т.26, №1. – С. 28-40.
37. Горленко В.М. Экология водных микроорганизмов / В. М, Горленко, Г. а. Дубинина, С. И. Кузнецов. – М., 1977. – 289 с.
38. Горленко В.М., Коротков С.А. Морфологические и физиологические особенности новой нитчатой скользящей зеленой бактерии *Oscillochloris trichoides* nov. comb./ В. М, Горленко, С. А. Коротков // Изв. АН СССР. Сер. Биол. – 1979. – № 6. – С. 848-856.
39. Горленко В.М. Вертикальное распределение и особенности видового состава микроорганизмов некоторых стратифицированных озер Эстонии. / В. М. Горленко, С. И. Локк // Микробиология. 1979. Т. 48. С. 351-359.
40. Горохова О. Г. Фитопланктон малых водоемов Средне-Волжского биосферного резервата (Самарская область) : дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Ольга Геннадьевна Горохова. – Тольятти, 2012. –176 с.

41. Горюнова С.В. Водоросли – продуценты токсических веществ / С. В. Горюнова, И. С. Демина. – М.: Наука, 1974. – 256 с.
42. Гусев Е.С. Сезонная сукцессия фитопланктона разнотипных мягководных карстовых озер Владимирской области / Е. С. Гусев // Экология пресноводных экосистем и состояние здоровья населения. – Оренбург, 2006. – С. 14-24.
43. Гусева К.А. К методике учета фитопланктона / К. А. Гусева // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. – Л., 1959. – Т. 2. – С. 44-51.
44. Гусева К. А. «Цветение» воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним / К. А. Гусева // Тр. Всесоюз. гидробиол. общ-ва. – 1952. – Т.4. – С. 3-94.
45. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого / Б. Л. Гутельмахер. – Л.: Наука, 1986. – 155 с.
46. Гутельмахер Б.Л. О механизме сохранения и нарушения баланса между первичной продукцией и пагубным влиянием ее фильтраторами зоопланктона / Б. Н. Гутельмахер, В. Н. Никулина // Атропогенное эвтрофирование водоемов. Тез. докл. I Всесоюз. Симпоз. – Черноголовка. 1974. – С. 82-85.
47. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли индикаторы природных условий водоемов в галоцене. / Н. Н. Давыдова. – Л., 1985. – 244 с.
48. Дедусенко-Щеголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Ф.Ф. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.8. Зеленые водоросли. Класс Вольвоксовые (Chlorophyta; Volvocineae). / Н. Т. Дедусенко-Щеголева, А. М. Матвиенко, Ф. Ф. Шкорбатов. – М.; Л., 1959. – 230 с.
49. Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т. 2. Вып. 1.– Л.: Наука, 1988. – 116 с.
50. Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т. 2. Вып. 2. – С-Пб.: «Наука», 1992. – 125 с.
51. Добровольский Г. В., Розенберг Г. С., Чибилев А. А. Состояние и проблемы изучения природного наследия России / Г. В. Добровольский, Г. С. Розенберг, А. А. Чибилев // Успехи современной биологии. – 2006. – Т. 126. – Вып. 2. – С. 115–131.

52. Дрaбкова В. Г. Экологические проблемы Ладожского озера, их решение на основе мониторинга / В. Г. Дрaбкова // VIII съезд Гидробиологического общества РАН: Тез. докл. – Калининград, 2001. – Т. 1. – С.96-97.
53. Духовная Н. И. Токсичность цианобактерий Шершнеvского водохранилища. Влияние экологических факторов. Продукция микроцистина / Н. И. Духовная, Е. В. Гаврилова, А. Ю. Савочкина, Е. А. Мезенцева, Е. А. Пряхин // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. С. 226–232.
54. Еленкин А. А. Синезеленые водоросли СССР. Специальная часть. Вып. II. / А. А. Еленкин. – М.: Л., 1949. – С. 985–1908.
55. Забелина М.М., Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4. Диатомовые водоросли. / М. М. Забелина, И. А. Киселев, А. И. Прошкина-Лавренко, В. С. Шешукова. – М., 1951. – 619 с.
56. Ивантер Э. В. Элементарная биометрия: учеб. пособие / Э. В. Ивантер, А. В. Коросов. – Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2010. – 104 с.
57. Иватин А.В. Бактериопланктон и бактериобентос Васильевских озер / А. В. Иватин // Деп. в ВИНТИ, № 1050-В93, 1993.
58. Кармайкл В.В. Токсины сине-зеленых водорослей (цианобактерий) / В. В. Кармайкл, В. М. Чернаенко // Успехи соврем. биол. – 1992. – Т. 112. – Вып. 2. – С. 216-224.
59. Киселев И.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. Пирофитовые водоросли. / И. А. Киселев. – М., 1954. – 212 с.
60. Киселев И.Л. Панцирные жгутиконосцы (Dinoflagellata) морей и пресных вод СССР / И. А. Киселев. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1950. – 280 с.
61. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озёр разных природных зон / С. П. Китаев. – М, 1989. –207 с.
62. Колмар А. География и мониторинг биоразнообразия / А. Колмар. – М., 2006. – 379 с.

63. Комов В. Т. Антропогенное закисление малых озер на севере Европейской России / В. Т. Комов, В. И. Лазарева, И. К. Степанова // Биология внутр. вод. – 1997. № 3. – С. 33–42.
64. Кондратьева Н.В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. I. Синьо-зелені водорості Cyanophyta. Ч. 2. Клас Гормогонієві – Hormogoniophyceae / Н. В. Кондратьєва. – Київ, 1968. – 523 с.
65. Кондратьев С.А. Водные объекты в условиях интенсивного техногенеза: методология мониторинга и критерии допустимой нагрузки / С.А. Кондратьева, Т. П. Гронская, Л.В. Ефремова, Н.В. Ишатъева. – СПб.: Изд-во СПбГУ, 1998. – 68 с.
66. Кондратьев С.Л., Гронская Т.П., Глухова С.Э. Водные объекты мегаполисов: критерии экологического состояния и концепция рационального управления / Кондратьев С.Л., Гронская Т.П., Глухова С.Э. – СПб.: НИИ химии СПбГУ. 2001. – 55 с.
67. Кондратьева Н.В., Коваленко О.В. Краткий определитель видов токсических синезеленых водорослей / Н. В. Кондратьева, О. В. Коваленко. – Киев, 1975. – 63 с.
68. Стратегия исследования фитопланктона внутренних водоемов при антропогенном эвтрофировании / С. М. Коновалов и др. – Тольятти. 1989. 18 с. – Деп. в ВИНТИ.
69. Копылов А.И., Косолапов Д. Б. Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем / А. И. Копылов, Д. Б. Косолапов. – Ижевск: Ин-т биол. внутр. вод РАН, 2011. – 330 с.
70. Корнева Л. Г. Закономерности изменения структурной организации фитопланктона при эвтрофировании и ацидификации пресных вод / Л. Г. Корнева // VII съезд ГБО РАН: Тез. докл. – Калининград. 2001. – Т. 1. – С. 167–168.
71. Корнева Л. Г. III Международная научно-практическая конференция «Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге» (22-29 августа, 2014 г., Борок, Россия) / Л. Г. Корнева // Ботан. журн. – 2014. – Т. 99. – № 12. – С. 1412–1415.

72. Корнева Л. Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги / Л. Г. Корнева; под ред. А. И. Копылова. – Кострома: Костромской печатный дом, 2015. – 284 с.
73. Корнева Л. Г. Фитопланктон как показатель кислотных условий в небольших лесных озерах / Л. Г. Корнева // Структура и функционирование экосистем кислотных озер. – СПб. 1994. – С. 65–98.
74. Коссинская Е. К. Флора споровых растений СССР. Десмидиевые водоросли / Е. К. Коссинская. – М.-Л.: Изд-во АН СССР. – 1960. – Т. 5. Вып. 1. – 707 с.
75. Кривина Е.С. Таксономическая структура фитопланктона техногенного водоема (на примере оз. Отстойник, г. Тольятти, Самарская область) / Е. С. Кривина // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2016.– Т. 25. – № 2. – С. 161–171.
76. Кривина Е.С. Трансформация альгофлоры техногенных озер (на примере г. Тольятти) / Е. С. Кривина, Н. Г. Тарасова // Вода и экология: проблемы и решения. – СПб: СПбГАСУ. – 2017. - №3 (71). – С. 13-34.
77. Кривина Е.С. Фитопланктон урбанизированного водоема (на примере оз. Восьмерка, г. Тольятти, Самарская область) II. Количественное развитие, доминирующие виды, и оценка качества воды / Е. С. Кривина, Н. Г. Тарасова // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2015. – Т. 17. – № 4. – С. 203–209.
78. Кривицкий С.В. Экобиоинженерия: экологическая реабилитация водоемов / С. В. Кривицкий, С. А. Остроумов // Ecological Studies, Hazards, Solutions. – 2006. – Vol.11. – P.55-60.
79. Кривицкий С.В. Гидрботанические площадки: экобиоинженерные подходы к восстановлению, реабилитации и ремедиации водных объектов / С. В. Кривицкий, С. А. Остроумов // Ecological Studies, Hazards, Solutions. – 2007, Vol.12. – P.58-62.
80. Кузьменко М. И. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение / М. И. Кузьменко. – Киев: Наук. думка, 1981. – 212 с.

81. Кузьмин Г. В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей / Г. В. Кузьмин. – Магадан, 1984. – 48 с.
82. Кузьмина К. А. Природа культурных ландшафтов / К. А. Кузьмина. – М., 1998. – 236 с.
83. Кульнев В.В. Биологическая реабилитация водоемов путем структурной перестройки фитопланктонного сообщества / В. В. Кульнев, В.Т. Лухтанов // Экологическая геология: теория, практика и региональные проблемы: Материалы третьей научно-практической конференции. г. Воронеж. 20-22 ноября 2013 г. – Воронеж: «Цифровая полиграфия», 2013. – С. 303-306.
84. Кумсаре А.Я. Расчет биомассы фитопланктона по суммарному объему клеток / А. Я. Кумсаре // Гидробиология и ихтиология внутренних водоемов Прибалтики. – Рига: Изд-во АН ЛатССР. – 1963. – С. 67-75.
85. Литинский Ю.Б. Некоторые вопросы геоморфологии озер Карельского региона / Ю. Б. Литинский // Материалы по гидрологии (лимнологии) Карелии. – Петрозаводск, 1960. – С. 10-59.
86. Лаврентьева Г. М. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Фитопланктон и его продукция / Г. М. Лаврентьева, В. В. Бульон. – Л., 1981. – 31 с.
87. Лаврентьева Г. М. Фитопланктон малых удобряемых озер / Г. М. Лаврентьева. – М. 1986. – 103 с.
88. Ляшенко О. А. Фитопланктон оз. Неро / О. А. Ляшенко // Современное состояние экосистемы оз. Неро. – Рыбинск: ИБВВ, 1991. – С. 10-32.
89. Ляшенко О. А. Развитие *Planktotrix agardhii* (Cyanophyta) в водоемах бассейна Верхней Волги / О. А. Ляшенко // Ботан. журн. – 2001. № 7. – С. 61–65.
90. Макарова И.В. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона / И. В. Макарова, Л. О. Пичкилы // Ботан. журн. – 1970. – Т. 55. – №10. – С. 1488-1494.

91. Мастицкий С. Э. Методическое пособие по использованию программы STATISTICA при обработке данных математических исследований /С. Э. Мастицкий. – Минск: РУН «Институт рыбного хозяйства», 2009. – 77 с.
92. Матвеев В.И. Альгофлора непроточных водоемов Куйбышевской области / В. И. Матвеев // Учен. Зап. Куйб. пед. ин-та: Ботаника и сельское хозяйство. – Куйбышев, 1969. – Вып. 68. – С. 90-99.
93. Матвеев В.И., Гейхман Т.В., Соловьева В.В. Самарские пруды как объект ботанических экскурсий / В. И. Матвеев, Т. В. Гейхман. – Самара: Изд-во Самарского педагогического ун-та, 1995. – 44 с.
94. Матвієнко О.М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Золотисті водорості – Chryzophyta. Т. 3, ч. 1. / О. М. Матвієнко. – Київ, 1965. – 365 с.
95. Матвиенко А.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.3. Золотистые водоросли / А. М. Матвиенко. – М., 1954. – 188 с.
96. Матвієнко О.М., Литвиненко Р.М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Пірофітові водорості – Pyrrophyta. Т. 3, ч. 2./ О.М. Матвієнко, Р. М. Литвиненко. – Київ: «Наукова думка», 1977. – 386 с.
97. Материалы оценки воздействия на окружающую среду при реализации намечаемой деятельности: строительство очистных сооружений смешанного потока сточных вод предприятий Северного промузла (СПУ) г. Тольятти в районе регулирующей емкости / под редакцией Пименова А. А. – Самара: СамГТУ, 2012. – 10 с.
98. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М., 1975. – 240 с.
99. Мингазова Н. М. Концепция и методология восстановления малых озёр / Мингазова Н. М., Деревенская О. Ю. // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34. – № 5. – С. 22-31.
100. Мингазова Н.М. Экологические проблемы "Голубого чуда Приказанья" и пути их решения / Н. М. Мингазова Л.Р.Павлова, О.Г. Деревенская,

Ф.Ф.Рафикова (Бариева), М.А. Монасыпов, И.И.Рахимов, Н.Н.Ибрагимова //Матер. VII Съезда ГБО РАН. – Казань, 1996. – Т.3. – С.168-172.

**101.** Мингазова Н.М. Экологическая реабилитация озер и особенности восстановления их планктонных сообществ / Н. М. Мингазова, О. Ю. Деревенская, Ф.Ф. Бариева, О. В. Палагушкина // Актуальные проблемы планктонологии. Тезисы докладов II междунар. конф. с таксономическим тренингом для молодых ученых. Под ред. Е.Н. Науменко. – 2015. – С. 20-21.

**102.** Мингазова Н.М. Биоразнообразие водных объектов г. Казани / Н. М. Мингазова, О.Ю, Деревенская, О. В., Палагушкина, Л. Р. Павлова, Н. Р. Зарипова, Р. И. Замалетдинов, Т. А. Кондратьева, Ю. и. Павлов, Е. Н. Унковская, М.Г. Борисович, Л. Ю. Халиулина . // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. – 2008. – Т. 150, кн. 4. – С. 252–260.

**103.** Митрофанова Е. Ю. Особенности таксономического состава зимнего и летнего фитопланктона Телецкого озера/ Е. Ю. Митрофанова // Региональное природопользование и экологический мониторинг: Тез. докл. конф., 27-29 сент. 1996 г. – Барнаул, 1996. – С. 258–259.

**104.** Михеева Т.М. Сукцессия видов в фитопланктоне / Т. М. Михеева. – Минск, 1983. – 71 с.

**105.** Михеева Т.М .Фитопланктон / Т. М. Михеева, Р.З. Ковалевская, Е.В. Лукьянова // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии: Сб. науч. работ по материалам докл. на Междунар. конф. «Водная экология на заре XXI века», посвящ. столетию со дня рождения профессора Г.Г. Винберга. – М., 2006. – С. 199.

**106.** Мошкова Н.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып 10 (1). Зеленые водоросли. Класс Улотриксовые. Chlorophyta: Ulotrichophyceae. Ulotrichales / Н. А. Мошкова, М. М. Голлербах. – Л., 1986. – 360 с.

**107.** Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение Э. Мэгарран. – М., 1992. – 184 с.

**108.** Наумова М.Э. Анализ эффективности работы системы хозяйственно-питьевого водоснабжения в условиях чрезвычайной ситуации в городе Ижевске



/ М. Э. Наумова // Безопасность в техносфере: сб.ст. – Ижевск: Изд-во “Удмуртский университет”, 2012. – С. 173-182.

**109.** Никулина В. Н. Сезонная динамика фитопланктона мелководного района восточной части Финского залива при антропогенном воздействии / В. Н. Никулина // Биология внутренних вод. – 2003. – № 4. – С. 43–50.

**110.** Номоконова В. И. Трофический статус Васильевских озёр в окрестностях г. Тольятти / В. И. Номоконова, Л. А. Выхристюк, Тарасова Н. Г. // Изв. Самарского науч. центра РАН. 2001. Т. 3. № 2. С. 274-283.

**111.** Огуречника М. А. Об использовании активных илов для очистки сточных вод / М. А. Огуречникова, А. А. Пименов. – Самара: СамГТУ, 2012. – 94 с.

**112.** Огуречника М. А. О современном состоянии ряда техногенных водоемов Самарской области / М. А. Огуречникова, А. А. Пименов. – Самара: СамГТУ. 2015. – 94 с.

**113.** Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: «Мир», 1975. –740 с.

**114.** Озера Среднего Поволжья / Под ред. И.Н Сорокина., Р.С. Петровой. – Л.: Наука, 1976. – 236 с.

**115.** Оксийок О.П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О. П. Оксийок, В. Н. Жукинский, Л. П. Багринский, П. Н. Линник, М. И. Кузьменко, В. Г. Кленус // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29. – № 4. – С. 62-76.

**116.** Оствальд Г. Особенности функционирования антропогенно трансформированных водоемов / Г. Оствальд. – М.: 1987. – 296 с.

**117.** Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории / С. А. Остроумов // ДАН.– 2004. – Т. 396. – № 1. – С. 136-141.

**118.** Охапкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища / А. Г. Охапкин. – Тольятти, 1994. – 275 с.

**119.** Охапкин А.Г. Фитопланктон Горьковского водохранилища / А. Г. Охапкин, И. А. Микульчик, Л. Г. Корнева, Н. А. Минеева. – Тольятти, 1997. – 224 с.

120. Охапкин А.Г. Таксономическое разнообразие и структура альгофлоры планктона малых водоемов урбанизированных территорий / А. Г. Охапкин, Г. А. Юлова, Н. А. Старцева // Биол. внутр. вод. – 2003. – № 2. – С. 51-58.
121. Охрана окружающей среды. Международные правовые акты.– СПб.: 2004. – 544 с.
122. Павлова О.А. Современное состояние фитопланктона Суздальских озер г. Санкт-Петербурга / О. А. Павлова // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод. – Ярославль, 1996. – С. 79-81.
123. Павлова О. А. Видовой состав фитопланктона и оценка сапробности трех озер урбанизированного ландшафта / О. А. Павлова // V Всероссийская конференция по водным растениям "Гидрботаника - 2000": Тез. докл. – Борок, 2000. – С. 65-66.
124. Павлова О. А. Оценка состояния фитопланктона некоторых малых водоемов г. Санкт-Петербурга / О. А. Павлова, А. Л. Афанасьева // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – С.304–309.
125. Палагушкина О.В. Оценка состояния разнотипных озер Среднего Поволжья по фитопланктону / О. В. Палагушкина, Ф. Ф. Рафикова // Матер. VII Съезда ГБО РАН. – Казань, 1996. – Т.2. – С. 68-71.
126. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 11(2). Зеленые водоросли. Класс Конъюгаты. Порядок Десмидиевые. Chlorophyta. Conjugatophyceae. Desmidiiales (2) / Г. М. Паламарь-Мордвинцева. – Л., 1982. – 624 с.
127. Патова Е. Н. Цианопрокариотическое «цветение» водоемов восточноевропейских тундр (флористический и функциональные аспекты) / Е. Н. Патова //Теоретические проблемы экологии. – 2007. – №3.– С. 4–10.
128. Паутова В. Н. Динамика фитопланктона Куйбышевского водохранилища / В. Н. Паутова, В. И. Номоконова. – Тольятти, 1994. – 188 с.

129. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях / Ю. А. Песенко. – М.: Наука, 1982. – 288 с.
130. Попова Т.Г. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 7. Эвгленовые водоросли / Т. Г. Попова. – М., 1955. – 281 с.
131. Предельно-допустимые сбросы. ПДС загрязняющих веществ сточных вод Тольяттинской ТЭЦ. – Тольятти, 1995. – 181 с.
132. Протисты и бактерии озер Самарской области / Под ред. д.б.н. В. В. Жарикова. – Тольятти: Кассандра, 2009. – 240 с.
133. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли – показатели солёности воды / А. И. Прошкина-Лавренко // Диатомовый сборник. – Л., 1953. – Вып. I. – С. 187-205.
134. Разумовский Л.В. Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа / Л. В. Разумовский, Т. И. Моисеенко // Доклады академии наук. Общая биология. – 2009. – Т. 429. – № 3. – С.274 – 277.
135. Рафикова (Бариева) Ф.Ф. Оценка состояния озер Кабан по фитопланктону / Ф. Ф. Рафикова (Бариева) // Проблемы городского хозяйства и социально-культурной сферы города. Матер. науч.-практ. конф. – Казань, 1998. – С. 108-109.
136. Решение XI съезда Гидробиологического общества при Российской Академии Наук 22–26 сентября 2014 г. – Красноярск, 2014 г. – 6 с.
137. Розенберг Г. С. Об экологической паспортизации городских водоёмов / Г. С. Розенберг, Д. Б. Гелашвили, Т. Д. Зинченко, Л. А. Перешивайлов // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2001. – Т. 3.– № 2.– С. 254-273.
138. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии: учебн. для студентов высших учебных заведений / В. Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
139. Россолимо Л. Л. Необратимые типологические изменения озёр культурных ландшафтов / Л. Л. Россолимо // Типология озёр. – М.: Наука, 1967. – С. 5-27.

140. Россолимо Л. Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора / Л. Л. Россолимо. – М., 1977. – 144 с.
141. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб: Гидрометеоздат, 1992. – 318 с.
142. Рябова А. А. Фитопланктон малого озера Юрьевское (Нижегородская область) / А. А. Рябова, Н. А. Старцева // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – С. 201–206.
143. Сиделев С. И. Структура фитопланктона высокоэвтрофного оз. Неро / С. И. Сиделев, О. В. Бабаназарова // Изв. Оренбургского гос. аграрного ун-та. – 2008. – № 4. – С. 187–190.
144. Сиделев С. И. Экология и сукцессия фитопланктона в озерах планктотрихетового типа (на примере озера Неро, Япославская область, Россия) / С. И. Сиделев, О. В. Бабаназарова // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – С. 212–216.
145. Силкин К.Ю. Анализ динамики развития фитоценозов Матырского водохранилища по данным спутникового мониторинга / К. Ю. Силкин, А. А. Вальяльщиков // Экологическая геология: теория, практика и региональные проблемы. Материалы третьей научно-практической конференции. г. Воронеж. 20-22 ноября 2013 г. – Воронеж: «Цифровая полиграфия», 2013. – С. 54-57.
146. Сиренко Л. А. "Цветение" воды и эвтрофирование / Л. А. Сиренко, М. Я. Гавриленко. – Киев: Наук. думка, 1978. – 231 с.
147. Спиридонов С. Н. Особенности функционирования антропогенно трансформированных экосистем / С. Н. Спиридонов. – М., 2009. – 284 с.
148. Спиридонов С. Н. Роль техногенных водоемов в формировании урбанизированных ландшафтов / С. Н. Спиридонов. – М., 2006. – 144 с.
149. Старцева Н. А. Состав и структура фитопланктона малых водоемов урбанизированного ландшафта (на примере г. Нижний Новгород) : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Старцева Наталья Александровна. – г. Н. Новгород, 2002. – 24 с.

150. Старцева Н.А. Состав и структура фитопланктона некоторых пойменных озер культурного ландшафта (на примере г. Нижнего Новгорода) / Н. А. Старцева, А. Г. Охапкин // Биология внутренних вод. – 2003. – № 4. – С. 35–42.
151. Старцева Н. А. Состав массовых видов фитопланктона разнотипных водоемов в условиях урбанизированного и заболоченного ландшафтов (Нижегородская область) / Н. А. Старцева, Е. Л. Воденеева, А. Г. Охапкин // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – С. 226–232.
152. Тарасова Н.Г. Фитопланктон как индикатор состояния экосистем Васильевских озер (близ г. Тольятти) / Н. Г. Тарасова // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. Докл. Международной конференции (Санкт-Петербург, 23-27 октября, 2006 г.). – СПб, 2006. – С. 147.
153. Тарасова Н.Г. Фитопланктон Верхнего пруда Ботанического сада: таксономический состав и эколого-географическая характеристика / Н. Г. Тарасова // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. – 2007. – Т. 16. – №1-2(19-20). – С. 156-166.
154. Тарасова Н.Г. Сезонная динамика фитопланктона прудов города Самара / Н. Г. Тарасова, Т. Н. Буркова // Биология: теория, практика, эксперимент: Сб. матер. междунар. конф. – Саранск, 2008а. – С. 88-93.
155. Тарасова Н.Г. Экология массовых видов водорослей прудов г. Самары / Н. Г. Тарасова, Т. Н. Буркова // XXI Любимцевские чтения. Современные проблемы эволюции, т. 2, Ульяновск. – 2008б. – С. 100-108.
156. Толмачев А. И. Богатство флор как объект сравнительного изучения /А. И. Толмачев // Вестн. ЛГУ. – 1997. – № 9. – С. 71–83.
157. Толмачев А. И. Методы сравнительной флористики и проблемы филогенеза /А. И. Толмачев. – Новосибирск: Наука, 1986. – 196 с.
158. Трифонова И. С. Сезонная и основная сукцессия озерного фитопланктона / И. С. Трифонова // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22. –№ 3. –С. 21–28.
159. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озёрного фитопланктона / И. С. Трифонова. – Л.: Наука, 1990. – 183 с.

160. Трифонова И. С. Сукцессия фитопланктона урбанизированных водоемов Санкт-Петербурга / И. С. Трифонова, О. А. Павлова // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41. – № 1. – С. 3–12.
161. Уманская М.В. Трофический статус некоторых пригородных озер г. Тольятти (Васильевские озера) в 2013-2015 гг. / М. В. Уманская, М. Ю. Горбунов, Е. С. Краснова, В. В. Жариков // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. – 2018. – Т. 27. – № 2. – С. 183-188.
162. Унифицированные методы исследования качества вод. Атлас сапробных организмов. – М., 1977. – 277 с.
163. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки. – С-Пб.: «Наука», 2003. – 231 с.
164. Царенко П. М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР / П. М. Царенко. – Киев: Наук. думка, 1990. – 208 с.
165. Черноусова В. М., Сиренко Л. А., Арендарчук В. В. Локализация и физиологическое состояние массовых видов синезеленых водорослей в поздне-осенний и весенний периоды / В. М. Черноусова, Л. А. Сиренко, В. В. Арендарчук // Цветение воды. – Киев, 1968. – С. 81–91.
166. Шмидт В. М. Статистические методы в сравнительной флористике / В. М. Шмидт. – Л.: Наука, 1980. – 176 с.
167. Шмидт В. М. Математические методы в ботанике / В. М. Шмидт. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. – 288 с.
168. Экологические проблемы Верхней Волги. – Ярославль, 2001. – 427 с.
169. Юрцев Б.А. Флора как природная система / Б. А. Юрцев // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 1982. – Т. 87. – № 4. – С. 3-22.
170. Яценко-Степанова Т.Н., Немцева Н.В., Шабанов С.В. Альгофлора Оренбуржья. / Т. Н. Яценко-Степанова, Н. В. Немцева, С. В. Шабанов.– Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 202 с.
171. Яценко-Степанова Т. Н. Структурная организация фитопланктонного сообщества водоемов с позиций концепции ассоциативного симбиоза // Т. Н.

Яценко-Степанова, Н. В. Немцева // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2009. – № 12 (106). – С. 71–76.

172. Abella C.A. Microbial ecology of planktonic filamentous phototrophic bacteria in holomictic freshwater lakes / C. A. Abella, L.J. Garcia-Gil // *Hydrobiologia*, 1992. – V. 243/244. – P. 79-86.

173. Adrian, R. Lakes as sentinels of climate change / Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A., Winder M. // *Limnol. Oceanogr.*, – 2009. – V. 54. – No.6/2. – P. 2283-2297.

174. Alder M. Phytoplankton species composition in the chemocline of mesotrophic lakes / M. Alder, F. Gervais, U. Siegel // *Arch. Hydrobiol. Adv. Limnol.* – 2000. – V. 55. – P. 513-530.

175. Anneville O. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus / O. Anneville, V. Ginot, N. Angeli // *Lakes & Reservoirs: Research and Management.* – 2002. – № 7. – P. 67-80.

176. Babanazarova O.V. Characterization of the development of cyanobacteria functional group (Planktotrichetum) in the highly eutrophic Lake Nero / O. V. Babanazarova, S. I. Sidevev, S. V. Shisheleva // *Symposium for European freshwater sciences: Abstracts International scientific conference.* – Palermo. 2007. – P. 39.

177. Babanazarova O.V. Northern expansion of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) observed in shallow highly eutrophic Lake Nero (Russia) / O. V. Babanazarova, S. I. Sidevev, J. Fastner // *International Journal on Algae.* – 2015. – T. 17. – № 2. – С. 131-141..

178. Bailey-Watts A. A nine-year study of the phytoplankton of the eutrophic and non-stratifying Loch. Leven (Kinross, Scotland) / A. Bailey-Watts // *J. Ecol.* – 1978. – V. 66. – P.741-771.

179. Barinova S. The effect of altitude on distribution of freshwater algae in continental Israel / S. Barinova // *Current Topic of Plant Biology.* – 2011. – Vol. 4. – Pp. 89–95.

- 180.** Barinova S. Algal Indication of Climatic Gradients / S. Barinova, V. Gabyshev, M. Boboev, L. Kukhaleishvili, O. Bilous // *American Journal of Environmental Protection. Special Issue: Applied Ecology: Problems, Innovations.* – 2015. – Vol. 4, No. 3-1.– Pp. 72-77.
- 181.** Berger C. In situ primary production, biomass and light regime in the Wolderwijd, the most stable *Oscillatoria agardhii* lake in the Netherlands / C. Berger. // *Hydrobiologia*, 1989. – № 185. – P. 233–244.
- 182.** Birch S. Shallow urban lakes: a challenge for lake management / S. Birch, J. McCaskie // *Hydrobiologia*. – 1999. – V. 395/396. – P. 365-377.
- 183.** Callieri C. Picocyanobacterial community structure and space-time dynamics in the subalpine Lake Maggiore (N. Italy) / C. Callieri, E. Caravati, Corno G, Bertoni R. // *J. Limnol.* – 2012. – V. 71. – No.1. – P. 95-103.
- 184.** Carlson R.E. A trophic state index for lakes / R. E. Carlson // *Limnol. Oceanogr.* – 1977. – V.22. – No.2. – P. 361-369.
- 185.** Crane N.L., Sommerfeld M.R. Nutrient limitation of phytoplankton in a central Arizona Reservoir / N. L. Crane, M. R. Sommerfeld // *Hydrobiologia*. – 1976. – V, 51.– №3. –P. 219-224.
- 186.** Dillon P. J. The phosphorus – chlorophyll relationship in lake / P. J. Dillon, F. H. Rigler // *Limnol., Oceanogr.* – 1974. – Vol. 19. – № 5. – Pp. 767–773.
- 187.** Edmondson W.T. Eutrophication in North America / W. T. Edmondson // *Eutrophication: causes, consequences, correctives.* – Washington. – 1969. – P. 124-149.
- 188.** Ettl H. Chlorophyta. Phytomonadina /H. Ettl // *Susswasserflora von Mitteleuropa.*– Jena, 1983. –Bd 9.– 807 p.
- 189.** Ettl H. Chlorophyta II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloedendrales / H. Ettl, G. Gartner // *Susswasserflora von Mitteleuropa.* – Jena, 1983. – Bd 10.– 436 p.
- 190.** Ettl H. Dinophyceae (Dinophlagellida) / H. Ettl, G. Zerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer // *Susswasserflora von Mitteleuropa.* –Jena, 1990. –Bd 6.– 448 p.
- 191.** Frank C.A.P. Assessment of causes, frequency and toxicological significance of toxic cyanobacteria blooms in recreational waters in south-west Germany / C.A.P. Frank, H.-U. Wolf // *Verh. Internat. Verein. Limnol.* –1981. –V. 28. –P. 1775-1778.



- 192.** Gervais F. Ecology of cryptophytes coexisting near a freshwater chemocline / F. Gervais. // *Freshwater Biol.* – 1998. – V.39. – No.1. – P. 61-78.
- 193.** Gopal B. Urban lakes in India: problems and perspectives for management / B. Gopal // *Sustainable Lake Management. Proc. 5<sup>th</sup> Int. Conf. on the Conservation and Management of lakes.* – Copenhagen. 1999. – V. 2. – S.8–9.
- 194.** Hellawell I. M. Biological indicators of fresh-water pollution and Environmental Management / I.M. Hellawell. – London; New-York, 1986. – 546 p.
- 195.** Humpage A.R. Paralytic shellfish poisons from Australian cyanobacterial blooms / A.R. Humpage, J. Rositano, A. Bretag, R. Brown, P. Baker., B. Nicholson, D.Steffensen // *Austral. J.Mar. Freshw. Res.*– 1994. – V.45, No. 1. – P.31 - 41.
- 196.** Husted F. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Yova. Bali und Sumatra / F. Husted // *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1939. Bd 16.: *Das Phytoplankton Süßwassers. Systematik und Biologie.* – Stuttgart, 1983.– T. 7. –H. 1. – 1044 p.
- 197.** Kalbe L . Kieselalgen in Binnengewässern. Diatomeen / L. Kalbe. Unter techn. Mitarb. von Heidrum Narkwardt. – Wittenberg Lutherstadt. Ziemsen, 1973. – 206 S.
- 198.** Kleeberg A. Re-assessment of Wundsch's (1940) "H<sub>2</sub>S-Oscillatoria-lake" type using the eutrophic lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example / A. Kleeberg // *Hydrobiologia.* – 2003. – № 501. – P. 1–5.
- 199.** Kolbe R. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser Diatomeen / R. Kolbe. – *Planzenforschung*, H.1. 1927.
- 200.** Komarek J.Cyanoprocariota. Teil 1. Chroococcales / J. Komarek, K. Anagnostidis // *Süßwasserflora von Mitteleuropa.*– Jena: Stuttgart, 2000. – 643 p.
- 201.** Komarek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales / J. Komarek, B.Fott// *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten.* – Bd 16.
- 202.** Korneva L.G. Changes in Phytoplankton Diversity in the Volga Basin Waterbodies / L.G. Korneva // *Inland Water Biology.* –2010. –Vol. 3. No 4.–Pp. 322– 328.

- 203.** Korneva L.G. Taxonomic Composition and Ecology of Green Algae (Chlorophyta and Streptophyta) in Shallow Weakly Mineralized Forest Lakes / L.G. Korneva // *International Journal on Algae*. – 2012. – Volume 14. – Issue 4. – Pp. 331-347.
- 204.** Krammer K. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae /K.Krammer, H. Lange-Bertalot// *Susswasserflora von Mitteleuropa*. –Jena, 1986. –876 p.
- 205.** Krammer K. Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae /K.Krammer, H. Lange-Bertalot // *Susswasserflora von Mitteleuropa*.– Jena, 1988. –596 p.
- 206.** Krammer K. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae /K.Krammer, H. Lange-Bertalot// *Susswasserflora von Mitteleuropa*.–Jena, 1991a.– 576 p.
- 207.** Krammer K. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzung zu *Navicula* (Lieolatae) und *Gomphonema*. Geamliteraturverzeichnis/ K.Krammer, H. Lange-Bertalot // *Susswasserflora von Mitteleuropa*. –Jena, 1991b. – 437 p.
- 208.** Modenutti B. E. Mixotrophic ciliates in an Andean lake: dependence on light and prey of an *Ophrydium naumanni* population / Modenutti B. E., Balseiro E. G. // *Freshwater Biol.*– 2002. – V. 47, No. 1. – P. 121-128.
- 209.** Mouilloff D. A comparison of species diversity of diatoms / D. Mouilloff, A. Leprebre // *Res. Popul. Ecol.* – 1999. – V. 42. – № 2. – P. 203-215.
- 210.** Nixdorf B. Phytoplankton assemblage and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales / B. Nixdorf, U. Mischke, J. Rucker // *Hidrobiologia*. – 2003. –№ 502. –P. 111–121.
- 211.** Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment biomass approach /A. Carmacho, W.A. Wurtsbaugh, M.R. Miracle et al // *J. of Plankton Research*. – 2003. – № 502. – P.111–121.
- 212.** Olding D.D. Phytoplankton community composition in relation to water quality and water-body morphometry in urban lakes, reservoirs, and ponds / D. D. Olding, J. A. Hellebust, M. S. V. Douglas // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 2000. – Vol. 57. – № 10. – P. 2163-2174.

213. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes / M. Scheffer, S. Rinaldi, A. Gragnani et al. // *Ecology*. – 1997. – V. 78. – № 1. – P. 272–282.
214. Padisak J. Phytoplankton. / J. Padisak. // P.E. O’Sullivan, C.S. Reynolds (eds). *The Lakes Handbook. Limnology and Limnetic Ecology*. – J.Wiley & Sons, 2007. – Vol. 1. – P. 251-308.
215. Popovsky J. Dinophyceae (Dinoflagellata) / J. Popovsky, L. Pfiester // *Susswasserflora von Mitteleuropa*. – Jena, 1990. – 272 p.
216. Reynolds C.S. *The ecology of freshwater phytoplankton* / C.S. Reynolds. – Cambridge, 1984. – 384 p.
217. Reynolds, C. S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton / C.S. Reynolds, V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. – *Journal of Plankton Research*. – 2002. – V. 24. – Pp. 417–428.
218. Reynolds C. S. *The ecology of phytoplankton*. / C.S. Reynolds. – Cambridge: Cambridge Univ. Press., 2006. – 536 p.
219. Sakhorova E.G. Phytoplankton in the littoral and pelagial zones of the Rybinsk Reservoir in years with different temperature and water level regimes / E.G. Sakhorova, L. G. Korneva // *Inland Water Biology*. 2018. Vol. 11, No. 1, pp. 6–12.
220. Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth / M. Sakamoto // *Arch. Hydrobiol.* – 1966. – Bd 62. – H. 4. – Pp. 1–28.
221. Sivonen K. Cyanobacterial toxins and toxin production / K. Sivonen // *Phycologia*. – 1996. – V. 35. – No. 6 (Suppl.). – P. 12-24.
222. Skulberg O.M. Blue-green algae in lake Mjøsa and other Norwegian lakes / O.M. Skulberg // *Progr. Water Technol.* – 1980. – V. 12. – P. 121-140.
223. Skulberg O.M. Toxic waterblooms with cyanophytes in Norway – current knowledge / O.M. Skulberg, B. Underdal, H. Utkilen // *Algological Studies*. – 1994. – V. 75. – P. 279-289.
224. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view / V. Sládeček // *Erebn. der Limnol.* – 1973. – Bd. 7. – P. 1-218.

225. Sládeček V. Diatoms as indicators of organic pollution / V. Sládeček // *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* – 1986. – V. 14. – No. 5. – P. 555-566.
226. Sommer U. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters / Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W., A. Duncan // *Arch. Hydrobiol.* – 1986. – V.106. – No. 4. – P.433-471.
227. Starmach K. Chryzophyceae und Hantophyceae / K. Starmach // *Susswasserflora von Mitteleuropa.* – Jena: Stuttgart, 1985. – Bd 1. –515p.
228. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management / Eds. By I. Chorus and J. Bartram. –WHO,1999.–400 p.
229. Varis O. Cyanobacteria dynamics in restored Finnish lake a long term simulation study / O.Varis // *Hydrobiologia.* – 1993. – V. 268. – № 3.– Pp. 129-145.

## Видовой состав альгофлоры планктона исследуемых Васильевский озер

с 1991 по 2014 гг.

	Местообитание	Географическое распространение	Галобность	pH	Зона сапробности	Коэффициент сапробности	оз. Б. Васильевское	оз. Прудовиков	оз. Восьмерка	оз. Отстойник	оз. Шламоотстойное
<u>1</u>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>ОТДЕЛ CYANOPHYTA</b>											
<b>Класс CHROOCOCCEAE</b>											
<b>Порядок CHROOCOCCEALES</b>											
<b>Семейство SYNECHOCOCCACEAE</b>											
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West	П	к	И		β	2,1	+	+	+	+	
<i>A. microscopica</i> Näg.	П						+				
<i>Cyanothece aeruginosa</i> (Näg.) Komárek	Л	к	И		о	1	+	+	+		+
<i>Dactylococcopsis rupestris</i> Hants.	Э	к					+	+	+	+	
<i>Rhabdoderma lineare</i> Schmidle et Leut. emend. Hollerb.	П	ст	Ог		о-α	1,9	+				
<i>Rhabdogloea elenkinii</i> (Roll.) Komárek et Hindak	П	к					+	+	+		
<i>R. planctonica</i> (Teiling) Kom.	П	к					+		+		
<i>R. smithii</i> (R. et F. Chodat) Komárek	П	к					+	+	+	+	
<b>Семейство MERISMOPEDIACEAE</b>											
<i>Aphanocapsa grevillei</i> (Berkeley) Rabenh.	П	к	И		о	1,3	+				
<i>A. incerta</i> (Lemm.) Croberg et Krámer	П	к	И		β	2,2	+	+	+		+
<i>Marssoniella elegans</i> Lemm.	П	к	И				+	+	+		
<i>Merismopedia minima</i> G. Beck	О-П	к	Гл	Ал			+	+	+	+	
<i>M. punctata</i> Meyen	П	к	И	Ип	о-α	1,9	+	+	+	+	
<i>M. tenuissima</i> Lemm.	П	к	И		α	2,5	+	+	+	+	+
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek et Hindak	П	к	И		о-β	1,5	+	+	+	+	
<b>Семейство MICROCYSTACEAE</b>											
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	п	к	И	Ал	β	2	+	+	+	+	+
<i>M. pulvereae</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	П	к	И	Ал	о-α	1,8	+	+	+	+	+
<i>M. pseudofilamentosa</i> Grow							+				
<i>M. wesenbergii</i> Kom.	П	к	И	Ал	о-α	1,8	+	+	+	+	
<i>Gloeocapsa alpina</i> (Näg.) Brand							+				
<i>G. atrata</i> Kütz.							+				
<i>G. punctata</i> Näg.		к					+				
<b>Семейство CHROOCOCCACEAE</b>											
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Näg.	П	к	Гл		о	1,2	+	+	+	+	

## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>C. dispersus</i> (Keissl.) Lemm.	П		Гл		β-о	1,7	+	+	+		
<i>C. turgidus</i> (Kütz.) Näg.	Л	к	Гл		о-β	1,3	+	+	+	+	+
<i>C. vacuolatus</i> Skuja	Б	б	И								+
<i>Gloeocapsopsis magma</i> (Brèb.) Kom. et An.							+				
<b>Класс</b> <b>HORMOGONIOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок</b> <b>OSCILLATORIALES</b>											
<b>Семейство</b> <b>PSEUDANABAENACEAE</b>											
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Ag. ex Gom.) Anag.	П-Б	к	Гл		о-α	1,8	+	+	+	+	+
<i>Jaaginema gracile</i> (Boch.) Anag. et Kom.	П-Б	к	И				+	+	+	+	
<i>J. gemincensis</i> (Menegh. ex Gom.) Anagn. et Kom.	П-Б	к		ИИ			+	+	+	+	
<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Rab. ex Gom.) Anag. et Kom.	Б	к			β-о	1,7	+	+	+		
<i>L. fragilis</i> (Gom.) Anag. Et. Kom.	Б	к			β-о	1,7	+	+	+	+	
<i>Limnotrix planctonica</i> (Wolosz.) Meff.	П	к	И		β		+	+	+	+	+
<i>L. redekei</i> (Van Goor) Meff.	Б		Гл		β-о	1,6	+	+	+	+	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. et Gronb.	П	к	И	ИИ	о-β	1,4	+	+	+	+	
<i>Pseudoanabaena mucicola</i> (Hub.) Anag. et Komárek	П	к	И		о-β	1,5	+	+	+	+	+
<i>P. limnetica</i> (Lemm.) Kom.	П-Б	к			β-о	1,6	+	+	+	+	+
<i>Romeria chlorina</i> Böcher	Б						+				
<i>R. gracilis</i> (Koczw.) Koszw.	Л	к	И		β		+	+	+	+	
<i>R. leopoliensis</i> (Racib.) Koszw.							+				
<i>Spirulina abbreviata</i> Lemm.							+				
<i>S. magnifica</i> (Capeland) Anag.	П						+	+	+	+	
<b>Семейство PHORMIDIACEAE</b>											
<i>Phormidium ambiguum</i> Gom.	Б	к	И	ИИ	β	2	+	+	+		
<i>P. molle</i> (Kütz.) Gom.	Л	к	И		о-β	2	+	+	+	+	
<i>P. konstantinosum</i> Umezaki et Watanabe	П	к	И		β-ρ	2,9	+	+			
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagn. et Kom.	П	к	И		β	2	+	+	+	+	
<b>Семейство</b> <b>OSCILLATORIACEAE</b>											
<i>Oscillatoria limosa</i> Ag. ex. Gom.	П	к	Гл	Ал	α	3,1		+	+		
<i>O. rupicola</i> Hansg.	О	к	И				+	+		+	
<i>O. tenuis</i> Ag.	П	к	И		β-ρ	2,9	+		+	+	
<b>Порядок NOSTOCALES</b>											
<b>Семейство ANABAENACEAE</b>											
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.	П				β	2		+			
<i>A. circinalis</i> (Kütz.) Hansg.	П	к	И		β	2,1	+		+		
<i>A. crassa</i> (Lemm.) Kom.-Legn. Et Cronb.	П				о-β	1,4	+	+			
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	П	к	И		β	2	+	+	+	+	+
<i>A. planctonica</i> Brunnth.	П		Гл		β-о	1,6	+	+	+	+	+
<i>A. sigmoidea</i> Nyg.	П				о-α	1,8	+	+	+		
<i>A. spiroides</i> Kleb.							+				
<i>A. variabilis</i> Kütz. var. <i>variabilis</i>	Б	к	И		β	2	+	+	+	+	+

## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>A. variabilis</i> Kütz. f. <i>tenuis</i>		к	И					+			
<i>A. verrucosa</i> B.-Peters	Б	б	Гб				+				
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Apt.	П-Б				β-о	1,7	+	+	+	+	
<i>A. elenkinii</i> Mill.	П-Б		Гл		о-β	1,5	+	+	+	+	
<i>A. Raciborskia</i> Wolosz.	П	ст					+	+	+	+	+
<b>Семейство</b>											
<b>APHANIZOMENONACEAE</b>											
<i>Aphanozomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.	П	к	И		β	2,2	+	+	+	+	+
<i>A. gracile</i> (Lemm.) Lemm.	П				о-β	1,5	+		+		
<i>A. issatschenkoi</i> (Ussatsch.) Pr.-Lavr.	П	к	И		о-β	1,5	+	+	+	+	
<i>A. Klebahnii</i> (Elenk.) Pechar et Kalina	П				β-о	1,7	+	+	+		
<i>A. ovalisporum</i> Forti	П	к						+	+	+	
<b>ОТДЕЛ CHRYSOPHYTA</b>											
<b>КЛАСС CHRYSOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок</b>											
<b>CHROMYLINADALES</b>											
<b>Семейство</b>											
<b>CHRYSOCOCCACEAE</b>											
<i>Kephyrion incontans</i> (Schmid) Bourrelly	П	б	И		о-β	1,4	+				
<i>K. moniliferum</i> (Schmid) Bourrelly	П	б	Ог		о-β		+		+		
<i>K. rubric-claustri</i> Conrad	Б	б	И		о	1,3	+	+	+		
<i>K. schmidtii</i> (Schmidt) Bourrelly							+	+	+		
<b>Семейство</b>											
<b>BICOSOECACEAE</b>											
<i>Bicosoeca planctonica</i> Kissel.	Л						+	+			
<b>Порядок</b>											
<b>OCHROMONADALES</b>											
<b>Семейство</b>											
<b>OCHROMONADACEAE</b>											
<i>Syncrypta xantha</i> Ehr. emend. Korsch.					β-ρ	2,8	+				
<b>Семейство</b>											
<b>DINOBRYONACEAE</b>											
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	П	к	И	Ин	о-α	1,8	+	+	+		
<i>D. sertularia</i> Ehr.	П						+	+	+		
<i>D. sociale</i> Ehr.	П	к	И		о	1,3	+	+	+		
<i>Pseudokephyron schilleri</i> (Schiller) Conrad	П	к	Ог		о		+	+	+		
<b>Семейство SYNURACEAE</b>											
<i>Mallomonas tonsurata</i> Teiling em. Krieger	П	к		Ац	о-α	1,85	+	+			
<i>Synura uvella</i> Her.	П	к	И	Ац	о-α	1,85	+	+	+		
<b>ОТДЕЛ BACILLARIOPHYTA</b>											
<b>Класс CENTROPHYCEAE</b>											
<b>Порядок</b>											
<b>THALASSIOSIRALES</b>											
<b>Семейство</b>											
<b>THALASSIOSIRACEAE</b>											
<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cl.-Euler) Bethge	П	к	Гл		β-α		+	+	+	+	+
<b>Семейство</b>											
<b>STEPHANODISCACEAE</b>											
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round	П	б	И	Ал	β		+	+	+		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Cyclotella atomus</i> Hust.	П-Б	к	Гл	Ал	о	1	+	+	+		
<i>C. meneghingiana</i> Kütz.	П	К	Гл	Ал	$\alpha$ - $\beta$	2,6	+	+	+		
<i>C. radiosa</i> (Grun.) Lemm.	П	к	И	Ал	$\alpha$ - $\beta$		+	+	+	+	+
<i>C. pseudostelligera</i> Hust.	П	к			$\beta$	2,1	+	+	+		
<i>C. stelligera</i> Cl. et. Grun.	П	к	И	Ал	$\beta$ - $\alpha$	1,6	+	+	+	+	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	П	к	И	Ал	$\alpha$ - $\beta$	2,6	+	+	+	+	+
<i>S. makarovae</i> Genkal	П						+	+	+		
<b>Порядок MELOSIRALES</b>											
<b>Семейство MELOSIRACEAE</b>											
<i>Melosira varians</i> Ag.	П	к	Гл	Ал	$\alpha$ - $\alpha$	1,85	+	+	+	+	
<b>Семейство AULACOSIRACEAE</b>											
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim.	П	к	И	Ал	$\beta$ - $\alpha$	2,5	+	+	+	+	+
<i>A. islandica</i> (O. Müll) Sim.	П-Б	к	И	Ал	$\alpha$ - $\chi$	0,6	+		+		
<b>Порядок COSCINODISCALES</b>											
<b>Семейство HEMIDISCACEAE</b>											
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt	П		Гл	Ал	$\alpha$		+	+	+		
<b>Порядок RHIZOLENIALES</b>											
<b>Семейство RHIZOLENIACEAE</b>											
<i>Rhizosolenia longiseta</i> Zach.	П	к	И	Ал	о	1,2	+				
<b>Класс PENNATOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок ARAPHALES</b>											
<b>Семейство TABELLARIACEAE</b>											
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	П-Б	к	Гб		$\chi$	0,2	+		+		
<i>T. tabulata</i> (C.A. Agardh) Snoeijs	Б	к	Мг	Ин	$\beta$ - $\alpha$	2,4	+	+	+		
<i>T. ventricosa</i> Kütz.	П-Б	к	Гб	Ац	$\alpha$ - $\alpha$	1,9		+	+		
<b>Семейство FRAGILARIACEAE</b>											
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	П	к	И	Ал	$\beta$ - $\alpha$	1,6	+				
<i>Fragilaria atomus</i> Hust.	Б		И		о		+	+	+	+	+
<i>F. berolinensis</i> (Lemm.) Lange-Bertalot	П	к	И	Ин	$\alpha$ - $\alpha$	1,9	+	+		+	
<i>F. biceps</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	Л	к	И	Ин	$\beta$	2	+	+			
<i>F. capucina</i> Desmaz. var. <i>capucina</i>							+				
<i>F. capucina</i> Desmaz. var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	Л	к	И	Ал	$\alpha$ - $\beta$		+	+	+		
<i>F. capucina</i> var. <i>rumpens</i> Desmaz.	Б	к	И	Ал	о	1	+	+	+		
<i>F. crotonensis</i> Kitt.	П	к	Гл	Ал	$\alpha$ - $\beta$	2,7	+	+	+		
<i>F. ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>ulna</i>	Л	к	И	Ин	$\beta$	2	+	+	+	+	
<i>F. ulna</i> var. <i>acus</i> Sippen	П	к	И	Ал	$\alpha$ - $\beta$		+	+	+	+	+
<i>F. ulna</i> var. <i>angustissima</i> Sippen							+	+	+	+	
<i>F. virescens</i> Ralfs	Л	б	И	Ин	о	1	+	+	+		
<b>Семейство DIATOMACEAE</b>											
<i>Diatoma hiemale</i> (Roth) Heib.	П-Б	к	Гб	Ин	$\beta$ - $\alpha$	1,7	+	+			



## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>D. tenuis</i> Ag.	П	б	Гл	Ал	о-β		+	+	+		
<b>Порядок RAPHALES</b>											
<b>Семейство NAVICULACEAE</b>											
<i>Navicula bacillum</i> Ehr.	Л	к	Ог	Ал	о-β	1,5		+			
<i>N. capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross.	Л	к	И	Ал	β-α	2,5	+	+	+		+
<i>N. cincta</i> (Ehr.) Ralfs	Б	к	Гл	Ал	α-β	2,6	+	+	+	+	+
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	П-Б	к	И	Ин	χ	0,2	+	+	+		
<i>N. clementis</i> Grun.	Б	к	И	Ал	о-β	1,4	+	+	+		+
<i>N. gastrum</i> (Ehr.) Kütz.	Б	к	И	Ин	χ-о	0,5	+	+			
<i>N. halophila</i> (Grun.)	Б	к	И	Ал			+	+	+	+	
<i>N. lacustris</i> Greg.	Б	б	И	Ин	о		+				
<i>N. trivialis</i> Lange-Bertalot	Б	к	И	Ал			+	+	+		
<i>N. laterostrata</i> Hust.	Б	б	И	Ал	о				+		
<i>N. longirostris</i> Hust.	Б	к	Гл	Ал			+	+	+		
<i>N. minuscula</i> Grun.	Б	к	И	Ал	χ-β	0,9	+	+	+		
<i>N. minima</i> Grun.	Л	к	Ог	Ал	β	2,2	+	+			
<i>N. mutica</i> var. <i>ventricosa</i> (Kütz.) Grun.	П-Б	к	Гл	Ал	χ	0,4	+				
<i>N. peregrina</i> (Ehrb.) Kütz. var. <i>peregrina</i>	Б	к	Мг	Ал			+	+	+		
<i>N. peregrina</i> var. <i>minuta</i> Skv.	Б								+		
<i>N. placentula</i> (Ehr.) Grun. var. <i>placentula</i>	Б	к	И	Ал	χ-β	0,9	+	+	+		
<i>N. placentula</i> var. <i>rostrata</i> A. Mayer	П	б	И	Ал				+	+		
<i>N. protracta</i> (Grun.) Cl.	П	к	Гл	Ин	β			+			
<i>N. pupula</i> Kütz. var. <i>pupula</i>	Б	к	Гл	Ин	χ-о	0,5	+		+		
<i>N. pupula</i> Kütz. var. <i>elliptica</i>	Б	к	Гл	Ин			+		+		
<i>N. pseudoanglica</i> Lange-Bertalot							+	+	+		
<i>N. radiosa</i> Kütz.	Б	к	И	Ин	β	2	+	+			
<i>N. semen</i> Ehr. emend Donk.	Б	б	И	Ин	о		+	+	+		
<i>N. seminulum</i> Grun.	П-Б	к	И	Ин	χ-о	0,4		+	+		
<i>N. tripunctata</i> (O. F. Mull) Bory	Б	к	И	Ал	β-о	1,7	+		+		
<i>N. tuscula</i> (Ehr.) Grun.	П-Б	к	И	Ал	о-χ	0,7	+	+	+		
<i>N. veneta</i> Kütz.	Б	к	Гл	Ал	α		+	+	+		
<i>N. vermicularis</i> (Kütz.)	П	к	Гл	И	β	2	+				
<i>Neidium productum</i> (W. Sm.) Cl.	Б	к	И	Ал	о-β	1,5	+		+		
<i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	Б	к	И	Ин	о-β	1,4		+			
<b>Семейство ACHNANTHACEAE</b>											
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.	Б	к	и	Ал	β		+	+	+		
<i>A. exilis</i> Kütz.	Б	к	И	Ал	о		+	+	+		
<i>A. lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>lanceolata</i>	О	к	И	Ал	β	2		+	+		
<i>A. lanceolata</i> var. <i>elliptica</i> Cl.	О	с-а	И	Ал	α		+	+			
<i>A. minutissima</i> var. <i>minutissima</i> Kütz.	Б	к	И				+	+	+		
<i>A. minutissima</i> var. <i>affinis</i> (Grun.) Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Krammer	О	к	Гл	Ин	о-β		+	+	+		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	О	к	Ог	Ин	β-о	1,6	+	+	+	+	
<i>C. thumensis</i> A. Mayer	Б			Ин	β				+		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Семейство EUNOTIACEAE</b>											
<i>Eunotia zebra</i> (Kütz.) Bréb.	Б	к	И	Ал				+	+		
<b>Семейство CYMBELLACEAE</b>											
<i>Amphora delicatissima</i> Krasske	Б	к	Мг				+	+	+	+	
<i>A. ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	Б	к	Ог	Ал	β-о	1,7	+	+			
<i>A. veneta</i> Kütz.	Л	к	И				+	+	+	+	
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	Б	к	И	Ал	β-о	1,7	+	+	+		
<i>C. cistula</i> (Ehrb.) Kirchn.	Б	к	И	Ал	о-β	1,5		+	+		
<i>C. silesiaca</i> Bleich.	О	к	И	Ин	β	2	+				
<i>C. tumidula</i> Grun. in A. Schmidt	Б		И	Ал	о				+		
<b>Семейство GOMPHONEMACEAE</b>											
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>acuminatum</i>	П-Б	к	И	Ал	χ-β	0,9	+	+	+		
<i>G. acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Cl.	О	к	И	Ин	β			+			
<i>G. constrictum</i> Ehr.	О	к	И	Ал	о-α	1,9	+		+		
<i>G. olivaceum</i> (Horn.) Bréb.	Б	к	И	Ал	β	2	+	+	+		
<i>G. parvulum</i> Kütz. var. <i>parvulum</i>	О	к	И	Ин	β	2,1	+	+	+		
<i>G. parvulum</i> var. <i>subelliptica</i> Cl.	Б	к	И	Ин				+	+		
<b>Семейство NITZSCHIACEAE</b>											
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun.	Л	к	И	Ин	α		+	+	+		
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	Б	к	И	Ал	β-α	2,4	+	+	+	+	
<i>N. closterium</i> (Ehr.) W. Sm.	П	к	Гл				+	+	+		+
<i>N. communis</i> Rabenh.	Б	б	И				+	+	+		
<i>N. lanceolata</i> var. <i>minor</i> Grun.			Гл				+				
<i>N. linearis</i> (Ag.) W. Sm.	Б	к	И	Ал	о-β	1,5	+	+	+		
<i>N. longissima</i> (Bréb. ex Kütz.) Grun.			Мг				+				
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm. var. <i>palea</i>	Л	к	и		α	2,7	+	+	+	+	+
<i>N. palea</i> var. <i>debilis</i> (Kütz.) Grun.	Б	а	Гб	Ин	о		+	+			
<i>N. palea</i> (Kütz.) W. Sm. var. <i>hol-satica</i>							+	+	+		
<i>N. palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Sippen	Л	к	И	Ин	β-о	1,6	+	+	+		
<i>N. paleacea</i> Grun.	П	к	И		α	2,6	+	+	+	+	+
<i>N. pusilla</i> Grun.	Л	к	Ог	Ин	β		+	+	+	+	+
<i>N. regula</i> Hust.					о			+			
<i>N. sublinearis</i> Hust.							+			+	+
<i>N. subtilis</i> Grun.	Б	к	И	Ин	о		+	+	+		
<b>Семейство SURIRELLACEAE</b>											
<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Sm.	Л	к	И	Ал	β	2,2			+		
<b>ОТДЕЛ XANTHOPHYTA</b>											
<b>Класс HETEROCOCCOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок HETEROCOCCALES</b>											
<b>Семейство PLEUROCHLIRIDACEAE</b>											
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	П	к			β	2	+	+	+		
<i>G. mutica</i> (A. Br.) Fott	П	к			о-α	1,9	+	+			
<i>G. smithii</i> (Bourrelly) Fott	Л	к	Ог		о-β	1,5		+			



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Семейство</b> <b>GLENODINIOPSISACEAE</b>											
<i>Sphaerodinium cinctum</i> (Her.) Wolosz.	П	к	И	ИН	β-о	1,6	+	+	+		
<b>Семейство PERIDINIACEAE</b>											
<i>Durinskia occulata</i> (F. Stein) G. Hansen et Flaim	П	к	И	ИН			+	+	+	+	
<i>Glochidinium penardiforme</i> (Er. Lindem.) Boltovskoy	П	к	И	ИН	о-β	1,4		+	+		
<i>Peridiniopsis charkowiensis</i> (Matv.) Bourr.	П							+			
<i>P. elpatiewsky</i> (Ostenfeld) Bourrelly	П						+	+		+	+
<i>P. kevei</i> Grig.	П						+	+			
<i>P. quadridens</i> (Stein) Bourrelly	П	к	Ог	Ал			+	+	+	+	
<i>P. penardii</i> (Lemm.) Bourrelly	П	к	И	ИН			+	+	+		
<i>Peridinium aciculiferum</i> Lemm.	П							+	+	+	+
<i>P. umbonatum</i> Stein	П	к	И		о-β	1,4	+	+	+	+	
<b>Семейство</b> <b>DINOSPHERACEAE</b>											
<i>Diplopsalis acuta</i> (Apstein) Entz.	П	к	Ог	Ал				+			
<b>ОТДЕЛ RAPHYDOPHYTA</b>											
<b>КЛАСС</b> <b>RAPHYDOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок RAPHYDALES</b>											
<b>Семейство RAPHYDACEAE</b>											
<i>Vacuolaria virescens</i> Cink.	П	к		Ац	о	1,1		+	+	+	
<b>ОТДЕЛ EUGLENOPHYTA</b>											
<b>Класс EUGLENOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок EUGLENALES</b>											
<b>Семейство EUGLENACEAE</b>											
<i>Astasia curvata</i> Klebs	П-Б				α-ρ	3,4	+				
<i>A. inflata</i> Duj. f. <i>fusiforme</i> (Sku- ja) Popova	П				α	3	+	+	+		
<i>A. longa</i> Pringsh.	Б			Ац	α	3	+	+			
<i>A. parva</i> E. G. Pringsh.	П	к	И				+	+	+		
<i>A. skadouskii</i> Korsch.	П-Б						+				
<i>Euglena acus</i> Ehr.	Л	к	И	ИН	β	2,2	+	+	+	+	
<i>E. anabaena</i> Mainx	Л				о-α	1,9		+			
<i>E. clara</i> Skuja	Л	б	Мг		о-β	1,4		+			
<i>E. minima</i> France	Л				о	1,2	+	+		+	+
<i>E. geniculata</i> Schmitz	П-Б	к	И	Ал		4	+	+			
<i>E. granulata</i> (Klebs) Schmitz var. <i>granulata</i>	П	к	И	ИН	β-α	2,4	+	+			
<i>E. granulata</i> (Klebs) var. <i>poly-</i> <i>morpha</i> (Dang.) Popova	Л	к	И	ИН			+	+			
<i>E. korshikovii</i> Gojdics	П	к						+			
<i>E. hemichromata</i> Skuja	П	к	И		β	2	+	+			
<i>E. limnophyla</i> Lemm. var. <i>lim-</i> <i>nophyla</i>	Л	к		ИН	о-β	1,5	+	+	+		
<i>E. limnophyla</i> var. <i>swirenkoi</i> (Ar- nold.) Popova	Л	к	И				+	+	+		+
<i>E. parvula</i> Skuja	П		И	Ал			+				
<i>E. pasherii</i> Swir.	П-Б	сб		ИН	β	2	+	+	+		
<i>E. pisciformis</i> Klebs	Л	к	И	ИН	β-ρ	2,8	+	+			



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Planctococcus sphaerocystiformis</i> Korsch.	П	к	Гб				+	+			
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korsch.) Bourrelly	П	к	И		о		+				
<b>Семейство CHARACIACEAE</b>											
<i>Ankyra ocellata</i> (Korsch.) Fott	П	к					+	+			
<i>Characium ornithocephalum</i> A. Br.	Э	к	И				+	+	+		
<i>Schroederia robusta</i> Korsch.	П	к	И		о-α	1,9		+			
<i>S. setigera</i> (Schrod.) Lemm.	П	к	И		о-α	1,9	+	+	+	+	+
<i>S. spiralis</i> (Printz) Korsch.					β-о	1,7	+	+	+	+	
<b>Семейство TREUBARIACEAE</b>											
<i>Desmotractum indutum</i> (Geitl.) Pasch.							+				
<i>Treubaria triappendiculata</i> Bern.							+				
<b>Семейство GOLENKINIACEAE</b>											
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	П	к	И		о-α	1,9	+	+	+	+	+
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	П	к	И		β		+	+			
<b>Семейство HYDRODICTYACEAE</b>											
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh. var. <i>boryanum</i>	П	к	Гл		β	1,9	+	+	+	+	
<i>P. boryanum</i> var. <i>longicorne</i> (Reinsch.) Racib.	П-Б	к					+	+			
<i>P. duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i>	П	к	И	Ин	о-α	1,8	+	+	+	+	
<i>P. duplex</i> var. <i>gracillimum</i> W. et G. S. West	П	к					+	+			
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	П	к	И		о-α	1,8	+				
<b>Семейство MICRACTINIACEAE</b>											
<i>Dicellula planctonica</i> Swir.					β	2	+				
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Korsch.) Korsch.	П	к	И				+	+		+	
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	П	к	Ог		β	2	+	+	+		
<b>Семейство BOTRYOCOCCACEAE</b>											
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	П	к	И	Ин	о-β	1,5	+				
<i>Dictyosphaerium anomalum</i> Korsch.	П	к	И		β	2	+	+	+		
<i>D. chlorelloides</i> (Naum.) Kom. Et. Perm.	П-Б						+	+			
<i>D. ehrenbergianum</i> Näg.	П-Б				о-β	1,5	+	+			
<i>D. pulchellum</i> Wood	П-Б	к	И	Ин	β	2,3	+	+	+	+	
<i>D. subsolitarium</i> von Goor	П	к	И				+	+	+	+	+
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortob	П	к	И				+	+	+		
<b>Семейство RADIOCOCCACEAE</b>											
<i>Coenochloris korshikovii</i> (Korsch.) Hind.	Б	к	И		β				+		
<i>C. pyrenoidosa</i> Korsch.	П-Б						+	+			
<i>Coenocystis reniformis</i> Korsch.	П	б	Гб	Ин				+			
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korsch.) Bourrelly	Б	к	И	Ин	β		+	+	+		
<i>E. polycoccus</i> (Korsch.) Kom.	П	к	И				+	+			

## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Семейство OOCYSTACEAE</b>											
<i>Francea ovalis</i> (Francé) Lemm.	П	к	И	ИН	β-о	1,7	+	+			
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerh.) Chod.	П-Б	к			β	2	+	+	+		
<i>L. genevensis</i> (Chod.) Chod.	П	к	И		β	2,2	+	+	+	+	+
<i>L. longiseta</i> (Lemm.) Wille	П	к	И		β	2,1	+	+	+		
<i>L. marssonii</i> Lemm.	П	к					+	+			
<i>L. subsalsa</i> Lemm.	П	к	И	ИН	β	2	+	+			
<i>L. wratislaviesis</i> Schrod.							+				
<i>Nephrochlamys allanthoidea</i> Korsch.	П-Б	б					+	+			
<i>N. rotunda</i> Korsch.	П	к	И		о-β	1,5	+	+	+		
<i>N. subsolitaria</i> (G. S. West) Korsch.	П	к	И		о-β	1,5	+	+	+	+	
<i>N. willeana</i> (Printz) Korsch.	П	к	И				+	+			
<i>Oocystis borgei</i> Snow	П	к	И		β-о	1,7	+	+	+	+	
<i>O. lacustris</i> Chod.	П-Б	к	Гл		β-о	1,6	+	+	+	+	
<i>O. submarina</i> Lagerh.	П	к	Гл				+	+	+		+
<b>Семейство CHLORELLACEAE</b>											
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i> (Reinsch) Korsch.	П-Б	к	И		β	2,2	+	+			
<i>A. falcatus</i> (Corda) Ralfs	Л	к	И		β	2,3	+	+	+	+	
<i>A. fusiformis</i> Corda	П	к	И		о-α	1,8	+	+	+		
<i>A. gracile</i> (Reinsch) Korsch.	П-Б				о-α	1,9	+	+	+		
<i>Chlorella mucosa</i> Korsch.							+	+		+	
<i>C. vulgaris</i> Beijer.	П	к	Ог	ИН	α-β	3,1	+	+	+	+	
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G. M. Sm.) Belcher et Swale	П	к	И	Ал			+	+			
<i>Hyaloraphidium contortum</i> Pasch. et Korsch	П-Б	к	И		β		+	+	+	+	
<i>Kirchneriella danubiana</i> Hind.	П						+	+	+		
<i>K. lunaris</i> (Kirchn.) Moeb.	П	к	И		β	2,2	+	+		+	
<i>K. obesa</i> (W. West) Schmidle	П	к	И		β	2,2	+			+	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind.	П-Б	к			β	2,1	+	+	+	+	+
<i>M. circinale</i> (Nyg.) Nyg.	П		И	Ал			+	+		+	+
<i>M. contortum</i> (Thurn.) Kom.-Legn.	П	к	И		β	2,2	+	+	+	+	+
<i>M. griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	П	к	И		β	2,2	+	+	+	+	+
<i>M. irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	П	к	И	ИН			+	+	+	+	
<i>M. komarkovae</i> Nyg.	П	к	И	ИН				+			
<i>M. minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	П-Б	к	Ог		β-α	2,5	+	+	+	+	
<i>M. tortile</i> (W. et G.S. West) Kom.-Legn.	П				о-α	1,8	+	+	+	+	
<i>Raphidocelis sigmoidae</i> Hind.	П	к	И				+	+	+	+	
<i>R. subcapitata</i> (Korsch.) Nyg. et al.	П	к	И				+	+	+		
<i>Selenastrum bibrainus</i> Reinsch	П	к	И	ИН	β	2,2	+				
<i>S. gracile</i> Reinsch	П-О	к	И	ИН	о-α	1,9	+	+	+		
<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott	Л	к	И	ИН	β	2,2	+	+	+		
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	П	к	И	ИН	β	2,2	+	+	+		
<i>T. incus</i> (Teil.) G. M. Sm.	П	к	И	Ал	β	2	+	+	+		

## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>T. minimum</i> (A. Br.) Hansg.	П-Л	к	И		β	2	+	+	+	+	
<i>T. triangulare</i> Korsch.	П	к	И		β	2	+	+	+	+	
<b>Семејство COELASTRACEAE</b>											
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh. var. <i>hantzschii</i>	П	к	И		β	2	+	+	+	+	
<i>A. hantzschii</i> var. <i>subtile</i> Wolosz.	П	к					+				
<i>Coelastrum astroideum</i> de Not	П	к			β	2	+	+	+	+	
<i>C. microporum</i> Näg. in A. Br.	П	к	И	И <sub>H</sub>	β	2,1	+	+	+	+	+
<i>C. quadrata</i> Morren	П	к			β-α	2,45	+				
<i>C. sphaericum</i> Näg.	П	к	И	И <sub>H</sub>	о	1,3	+	+		+	
<b>Семејство SCENEDESMACEAE</b>											
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	П	к	И		β	2,1	+	+			
<i>C. tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G. S. West	П	к	И	И <sub>H</sub>	β	2,1	+	+	+	+	+
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.	П	к	И		β	2,3	+	+	+		
<i>C. rectangularis</i> (Näg.) Kom.							+	+			
<i>Didymocystis inermis</i> (Fott) Fott					о-α	1,8	+	+	+	+	
<i>D. planctonica</i> Korsch.	П	к	И		β	2,2	+	+	+	+	+
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. var. <i>acuminatus</i>	П	к	И		β	2,3	+	+	+	+	
<i>S. acuminatus</i> var. <i>elongatus</i> G. M. Sm.	П-Б						+	+			
<i>S. acutus</i> Meyen	П-Б	к	И		β	2	+	+	+		
<i>S. apiculatus</i> (W. et G. S. West) Chod.	П	к	И				+				
<i>S. armatus</i> Chrod.	П	к	И		β	2	+				
<i>S. bicaudatus</i> Deduss.	П				β		+	+	+	+	
<i>S. caudato-aculeolatus</i> Chod.	П	к					+	+	+		
<i>S. columnatus</i> Hortob	П						+				
<i>S. communis</i> (Hegew.) Hegew.	П-Б	к			β	2	+	+	+	+	
<i>S. denticilatus</i> Lagerh.	П-Б	к	И		β	2,1	+				
<i>S. disciformis</i> (Chod.) Fott et Kom.	П	к	И	И <sub>H</sub>	β	2		+			
<i>S. ellipticus</i> Corda	П-Б	к			о-β		+	+	+		
<i>S. falcatus</i> Chod.	П	к	Ог	Ал	β	2	+	+	+	+	+
<i>S. gutwinskii</i> Chod.	П	к	И		о-β	1,4	+	+	+	+	
<i>S. insignis</i> (W. et G.S. West) Chod.					β		+				
<i>S. intermedius</i> (R. Chod.) Hegew	П-Б	к			β		+	+	+	+	+
<i>S. magnus</i> Meyen	П	к			о	1,3	+	+	+	+	
<i>S. microspina</i> Chod.	П-Б						+	+	+		
<i>S. obliquus</i> (Turp.) Kütz.	П-Б	к			β-ρ	2,8	+	+	+	+	+
<i>S. obtusus</i> Meyen	П-Б				β	2	+	+	+	+	
<i>S. opoliensis</i> P. Richt.	П	к	Ог	И <sub>H</sub>	β	2,2	+	+	+	+	
<i>S. protuberans</i> Fritsch	П	к	И	И <sub>H</sub>			+	+	+	+	+
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	П	к	Ог	И <sub>H</sub>	β	2,1	+	+	+	+	+
<i>S. sempervirens</i> Chod.	П	к	И	И <sub>H</sub>			+	+	+	+	
<i>S. spinosus</i> (R. Chod.) Hegew.	П-Б				о-β		+	+	+	+	
<i>S. verrucosus</i> Roll	П-Б	к			β-о	1,7	+				
<i>Tetrastrum elegans</i> Playf.	П	к	И		о-β	1,5	+	+			



## Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>T. glabrum</i> (Roll) Ahlstr. et Tiff.	П	к	И	И <sub>H</sub>	о-α	1,8	+	+	+		
<i>T. heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.	П	к	и		о-α	1,9	+	+	+		
<i>T. staurogeniaeforme</i> (Schröd.) Lemm.	П-Б	к	И		β	2,2	+	+	+	+	
<i>T. triacanthum</i> Korsch.	П				β	2,2		+	+		
<i>Westella botryoides</i> (W. West.) de Wild	П	к	И				+	+	+	+	
<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle	П-Б	к					+	+			
<b>Класс</b> <b>CHLAMYDOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок</b> <b>CHLAMYDOMONADALES</b>											
<b>Семейство</b> <b>CHLAMYDOMONADACEAE</b>											
<i>Carteria globosa</i> Korsch.	П	к	И				+	+	+	+	+
<i>C. klebsii</i> (Dang.) Francé	П	к	И		β	2	+	+	+		
<i>C. multifilis</i> (Fres.) Dill.	П	к	И		β-α	2,5	+	+	+	+	+
<i>C. radiosa</i>	П	к			о-α	1,9		+			
<i>Chlamydomonas asymmetrica</i> Korsch.	П		И				+	+	+		
<i>C. debaryana</i> var. <i>atactogama</i> (Korsch.) Gerloff.	П	к	И				+	+	+		
<i>C. globosa</i> Snow.	П	к	Ог		β	1,9	+	+	+	+	+
<i>C. incerta</i> Pasch.	Л	к			ρ	4	+	+	+		
<i>C. monadina</i> Stein	П	к	И		β-α	2,4	+	+	+		
<i>C. reinhardtii</i> Dang.	П-Б	к			α	3,1	+	+	+		
<i>C. simplex</i> Pasch.	П	к	И		α	2,8	+	+	+	+	+
<i>C. Snowiae</i> Printz.	П	к	И		β	2,1	+	+	+		
<i>C. speciosa</i> Korsch.	П						+				
<i>Gloeomonas mucosa</i> (Korsch.) Ettl.	П	к	Гб				+	+	+	+	
<b>Семейство PHACOTACEAE</b>											
<i>Phacotus coccifer</i> Korsch.	П		И	И <sub>H</sub>			+	+	+		
<i>Pteromonas aculeata</i> Lemm.	П	к	И		β	2,1		+	+	+	+
<i>P. Torta</i> Korsch.	П	к	И				+	+	+		
<b>Порядок VOLVOCALES</b>											
<b>Семейство VOLVOCACEAE</b>											
<i>Eudorina cylindrica</i> Korsch.	П	к	И		о-β	1,5	+				
<i>E. elegans</i> Her.	П	к	И		β	2,2	+				
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	П	к	И		β	2,1	+	+	+	+	
<b>Класс</b> <b>ULOTRICHOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок ULOTRICHALES</b>											
<b>Семейство</b> <b>ULOTRICHACEAE</b>											
<i>Chlorhormidium flacidum</i> (Kütz.) Fott var. <i>nitens</i> Menegh. emend. Klebs							+	+			
<i>Elakatotrix biplex</i> (Nyg.) Hind.	П						+	+	+		
<i>E. gelatinosa</i> Wille	П	к	И		о	1,3	+	+	+		
<i>E. parvula</i> (Arch.) Hind.							+				
<i>Gemnellopsis fragile</i> Korsch.							+		+	+	
<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hind.	П	к	И		β	2,1	+	+	+	+	+

Продолжение таблицы «Приложение»

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>K. planctonica</i> Hind.					о-β	1,5	+	+			
<b>ОТДЕЛ STREPTOPHYTA</b>											
<b>Класс CONJUGATOPHYCEAE</b>											
<b>Порядок DESMIDIALES</b>											
<b>Семейство CLOSTERIACEAE</b>											
<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.) Bréb. Var. <i>acutum</i>	П	к	И		β-о	1,6	+	+	+	+	+
<i>C. acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) W. et G. West	О-П	к					+				
<i>C. acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) Krieg.	Б				β	2,3	+	+	+		+
<i>C. ceratium</i> Perty									+	+	
<i>C. gracile</i> Bréb.							+		+	+	
<i>C. pygmaeum</i> Arch.								+			
<i>C. selenastroides</i> Roll	П	к					+	+	+		
<b>Семейство DESMIDIACEAE</b>											
<i>Cosmarium abbreviatum</i> W. et G.S. West	П	к					+	+	+	+	+
<i>C. bioculatum</i> Bréb.	П-Б	к	Гб				+	+			
<i>C. bipunctatum</i> Borg.	П							+	+		
<i>C. cruatum</i>	П-Б								+		
<i>C. formosulum</i> Hoffm.					о-α	1,9	+	+	+	+	
<i>C. granatum</i> f. <i>crassum</i> Roll	Л						+	+			
<i>C. margaritifera</i> Menegh.	Б	к	и					+	+	+	+
<i>C. meneghinii</i> Bréb.		к					+	+			
<i>C. pseudoprotuberans</i> var. <i>pygmaeum</i> Gutw.	П-Б							+			
<i>C. pygmaeum</i> Arch.	Л	к					+	+	+		
<i>C. pyramidatum</i> Bréb.					о	1,3		+			
<i>C. rectangulare</i> Grun.	Л	к					+	+	+		+
<i>C. subcostatum</i> Nordst.	Л						+	+	+		
<i>C. undulatum</i> Corda	П	к	И				+	+	+	+	
<i>C. umbilicatum</i> Lutkens	Б	б	Гб					+			
<i>C. vensutum</i> (Bréb.) Archer in Pritchard	П-Б			Ац				+	+		
<i>Staurastrum boreale</i> W. et G. S. West	П							+			
<i>S. chaetoceros</i> (Schrod.) G.M. Smith					о-β	1,5	+	+	+		
<i>S. gracile</i> Ralfs	П			Ац			+	+	+		
<i>S. tetracerum</i> Ralfs	П	к	И		о	1,1	+	+	+		+

**Обозначения.** По местообитанию: П – планктонный, Л – литоральный, О – обрастатель, Э – эпибионт. По географическому распространению: к – космополит, а – альпийский, б – бореальный, сб – суббореальный, ст – субтропический, т – тропический. По отношению к солености воды: И – индифферент, Ог – олигогалоф, Мг – мезогалоф, Гл – галофил, Гб – галлофоб. По отношению к рН среды: Ал – алкалофил + алкалобионт, Ин – индифферент, Ац – ацидофил+ацидобионт.

По сапробности: χ – ксеносапроб, о-χ – олиго-ксеносапроб, χ-β – ксено-β-сапроб, о – олигосапроб, о-β – олиго-β-мезосапроб, β-о – β-олиго-мезосапроб, о-α – олиго-α-мезосапроб, β – β-мезосапроб, β-α – β-α-мезосапроб, α-β – α-β-мезосапроб, β-р – β-мезо-полисапроб, α – α-мезосапроб.