

В коллективной монографии обобщены данные о состоянии экосистемы озера Кандры-Куль на современном этапе. Обсуждены особенности гидрологического режима, химического состава воды, трофического статуса озера. Проанализированы пространственная и временная изменчивость структурных и количественных характеристик отдельных групп гидробионтов (бактерии, водоросли, инфузории, зоопланктон). Оценена структура планктонного сообщества озера в условиях увеличивающейся антропогенной нагрузки и меняющегося климата. Представлены рекомендации по стабилизации экосистемы оз. Кандры-Куль с целью сохранения его рекреационной привлекательности. Книга рассчитана на гидробиологов, лимнологов, альгологов, микробиологов, зоологов, специалистов в области охраны окружающей среды.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА КАНДРЫ-КУЛЬ

# СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА КАНДРЫ-КУЛЬ



**Российская Академия Наук  
Институт экологии Волжского бассейна РАН**



**В.В. Жариков, М.Ю. Горбунов, М.В. Уманская,  
Н.Г. Тарасова, С.В. Быкова, Н.Г. Шерышева,  
О.В. Мухортова, Р.З. Сабитова, Е.С. Краснова**

# **Современное состояние экосистемы озера Кандры-Куль**

«Анна»  
Тольятти  
2018

УДК 556.551+574.5

ББК 28.080.3

С 56

Печатается по решению Ученого совета ИЭВБ РАН

Пр. № 6 от 07.05.2018 г.

**Рецензенты:**

*член-корреспондент НАН Азербайджана, доктор биологических наук,*

*профессор Ильхам Хайям оглу Алекперов*

*член-корреспондент РАН, доктор биологических наук, профессор*

*Геннадий Самуилович Розенберг*

**Современное состояние экосистемы озера Кандры-Куль / В.В. Жариков, М.Ю. Горбунов, М.В. Уманская, Н.Г. Тарасова, С.В. Быкова, Н.Г. Шерышева, О.В. Мухортова, Р.З. Сабитова, Е.С. Краснова. / Под ред. М.В. Уманской. - Тольятти: Анна, 2018. - 229 с.**

В коллективной монографии обобщены данные о состоянии экосистемы озера Кандры-Куль на современном этапе. Обсуждаются особенности гидрологического режима, химического состава воды и трофического статуса озера. Проанализированы пространственная и временная изменчивость структурных и количественных характеристик отдельных групп гидробионтов (бактерии, водоросли, инфузории, зоопланктон). Оценена структура планктонного сообщества озера в условиях увеличивающейся антропогенной нагрузки и меняющегося климата. Представлены рекомендации по стабилизации экосистемы оз. Кандры-Куль с целью сохранения его рекреационной ценности. Книга рассчитана на гидробиологов, лимнологов, альгологов, микробиологов, зоологов, специалистов в области охраны окружающей среды.

**Ключевые слова:** экологическое состояние, абиотические характеристики, биотические компоненты, трофический статус, рекреационное использование, биогенная нагрузка.

Библиограф. назв. 304. Ил. 68. Табл. 67. Прил. 4.

**Current state of the ecosystem of the lake Kandyry-Kul / V.V. Zharikov, M.Yu. Gorbunov, M.V. Umanskaya, N.G. Tarasova, S.V. Bykova, N.G. Sherysheva, O.V. Mukhortova, R.Z. Sabitova, E.S. Krasnova. / Ed. by M.V. Umanskaya. - Togliatti: Anna, 2018. - 229 p.**

The collective monograph summarizes data on the present-day state of the ecosystem of Lake Kandyry-Kul. The features of the hydrology, the water chemical composition and the trophic status of the lake are discussed. The spatial and temporal variability of the structural and quantitative characteristics of individual groups of hydrobionts (bacteria, algae, ciliates, metazooplankton) is analyzed. The structure of the plankton community of the lake in the conditions of increasing anthropogenic load and changing climate is estimated. Recommendations on stabilizing the Lake Kandyry-Kul ecosystem in order to preserve its recreational value are given. The book is intended for hydrobiologists, limnologists, algologists, microbiologists, zoologists, specialists in the field of environmental protection.

**Key words:** ecological state, abiotic characteristics, biotic components, trophic status, recreational use, biogenic loading.

Работа выполнена в рамках договора о научном сотрудничестве между ИЭВБ РАН  
и Природным парком "Кандры-Куль"

ISBN 978-5-6041478-7-0

© Институт экологии Волжского бассейна РАН, 2018

© Коллектив авторов, 2018

© Оформление. ООО «Анна», 2018





## ОГЛАВЛЕНИЕ

	Стр.
Введение .....	6
Глава 1. Общая характеристика водоема и организация наблюдений (Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Быкова С.В., Тарасова Н.Г.) .....	10
Глава 2. Гидрологическая характеристика озера (Горбунов М.Ю.) .....	14
Глава 3. Химический состав воды (Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Краснова Е.С.) .....	22
Глава 4. Фотосинтетические пигменты (Горбунов М.Ю.) .....	36
Глава 5. Трофический статус озера (Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Краснова Е.С.) .....	42
Глава 6. Донные отложения и бактериобентос (Шерышева Н.Г.) .....	47
Глава 7. Высшая водная растительность (Уманская М.В.) .....	74
Глава 8. Фитопланктон (Тарасова Н.Г.) .....	78
Глава 9. Бактериопланктон (Уманская М.В., Краснова Е.С.) .....	96
Глава 10. Свободноживущие инфузории (Быкова С.В., Жариков В.В.) .....	115
Глава 11. Зоопланктон (Мухортова О.В., Сабитова Р.З.) .....	140
Глава 12. Структура планктонного сообщества оз. Кандры-Куль (Горбунов М.Ю., Жариков В.В., Уманская М.В., Быкова С.В., Тарасова Н.Г., Мухортова О.В.) .....	148
Глава 13. Экологическое состояние озера Кандры-Куль (Горбунов М.Ю., Жариков В.В., Уманская М.В., Быкова С.В., Тарасова Н.Г., Мухортова О.В.) .....	154
Заключение .....	167
Литература .....	170
Приложение 1. Оценка биогенной нагрузки на водосборную территорию и экосистему оз. Кандры-Куль .....	189
Приложение 2. Список видов фитопланктона оз. Кандры-Куль и их рас- пределение по различным биотопам .....	199
Приложение 3. Видовой состав и характеристики видов инфузорий оз. Кандры Куль .....	209
Приложение 4. Видовой состав и характеристики видов зоопланктона оз. Кандры Куль .....	217

## CONTENT

	Стр.
Introduction .....	6
Chapter 1. The general characteristics of the lake and the organization of observations ( <i>Gorbunov M.Yu., Umanskaya M.V., Bykova S.V., Tarasova N.G.</i> ).....	10
Chapter 2. Hydrological characteristics ( <i>Gorbunov M.Yu.</i> ) .....	14
Chapter 3. The chemical composition of water ( <i>Gorbunov M.Yu., Umanskaya M.V., Krasnova E.S.</i> ) .....	22
Chapter 4. Photosynthetic pigments ( <i>Gorbunov M.Yu.</i> ) .....	36
Chapter 5. The trophic status of the lake ( <i>Gorbunov M.Yu., Umanskaya M.V., Krasnova E.S.</i> ) .....	42
Chapter 6. Bottom sediments and bacteriobenthos ( <i>Sherysheva N.G.</i> ) .....	47
Chapter 7. Higher aquatic vegetation ( <i>Umanskaya M.V.</i> ) .....	74
Chapter 8. Phytoplankton ( <i>Tarasova N.G.</i> ) .....	78
Chapter 9. Bacterioplankton ( <i>Umanskaya M.V., Krasnova E.S.</i> ) .....	96
Chapter 10. Freelifving ciliata ( <i>Bykova S.V., Zharikov V.V.</i> ) .....	115
Chapter 11. Zooplankton ( <i>Mukhortova O.V., Sabitova R.Z.</i> ) .....	140
Chapter 12. The structure of the plankton community of lake Kandry-Kul ( <i>Gorbunov M.Yu., Zharikov V.V., Umanskaya M.V., Bykova S.V., Tarasova N.G., Mukhortova O.V.</i> ) .....	148
Chapter 13. The ecological status of the lake Kandry-Kul ( <i>Gorbunov M.Yu., Zharikov V.V., Umanskaya M.V., Bykova S.V., Tarasova N.G., Mukhortova O.V.</i> ) .....	154
Summary .....	167
Literature .....	170
Appendix 1. Assessment of biogenic load on the catchment area and ecosystem of the lake. Kandry-Kul .....	189
Appendix 2. A list of phytoplankton species of lake. Kandry-Kul and their distribution over various biotopes .....	199
Appendix 3. Species composition and characteristics of species of infusorians of the lake. Kandry-Kul .....	209
Appendix 4. Species composition and characteristics of zooplankton species of the lake Kandry-Kul .....	217

## ВВЕДЕНИЕ

Благоприятные для человека условия жизни на Земле поддерживаются за счет непрерывной работы природных экосистем. Эффективность механизмов биосферной регуляции обеспечивается биологическим разнообразием на глобальном, биоценоотическом, видовом и популяционном уровнях (Павлов, Букварева, 2007). Для обеспечения глобальной биотической регуляции нужны глобальные по своим размерам территории, занятые природными сообществами (Горшков и др., 2006). Современные масштабы разрушения живого покрова планеты заставляют поставить приоритетную цель – безусловное сохранение имеющихся природных систем. Огромную опасность представляет не только полное уничтожение природных экосистем, но также снижение в них биологического разнообразия и нарушение их естественной структуры. Несмотря на то, что зависимость устойчивости сообществ от видового разнообразия не совсем очевидна, масштабные исследования наглядно доказали, что искусственное снижение видового разнообразия в сообществах ведет к их деградации (Павлов, Букварева, 2007). Поэтому в настоящее время одной из важнейших природоохранных задач является привлечение внимания научной общественности к необходимости сохранения биологического разнообразия как основы стабильности биосферы.

Хотя пресноводные экосистемы занимают всего 0,8% поверхности Земли и содержат 0,009% от общего количества мировых запасов воды, их значение чрезвычайно велико: они выступают в качестве климатообразующего фактора и являются единственным источником пресной воды для питьевых и хозяйственно-бытовых нужд. Поэтому задача сохранения пресноводных экосистем и их видового богатства заслуживает особого внимания.

Одним из способов сохранения естественных экосистем, в том числе пресноводных, является создание различных видов особо охраняемых природных территорий (ООПТ), в том числе природных парков. В соответствии с Федеральным законом №33-ФЗ (1995), на них возлагаются задачи как по сохранению природной среды, природных ландшафтов, рекреационных ресурсов, так и по созданию условий для отдыха (в том числе массового) и разработке и внедрению методов охраны природы и поддержания экологического баланса в условиях рекреационного использования. Опыт решения этих сложных и противоречивых задач – развивая рекреационное использование территории, добиться стабильности ее экологического состояния и не допустить утраты рекреационной привлекательности – в России явно недостаточен и у специалистов, и административных работников в области охраны природы. Поэтому существует опасность того, что, пытаясь ликвидировать отдельные симптомы неблагополучия экосистем природных парков, можно разрушить пока еще благополучные и определяющие общую стабильность экосистем природные комплексы. Для достижения цели, поставленной перед природным парком в условиях достаточно высокой рекреационной нагрузки, необходим научно обоснованный комплексный контроль за состоянием его экосистемы.

В зоне Южного Предуралья насчитывается всего около 400 озер площадью более 5 га (Черняева и др., 1977). В степной и лесостепной его части особенно редки крупные естественные пресные озера, причем только два озера, Аслы-Куль и Кандры-Куль, имеют площадь более 10 км<sup>2</sup>. Оба озера имеют высокую рекреационную привлекательность и поэтому интенсивно используются. В соответствии с постановлением Совета министров Башкирской АССР № 465 от 17 августа 1965 г. "Об охране памятников природы Башкирской АССР" озеру Кандры-Куль был присвоен статус памятника природы регионального значения. В 1995 г. на акватории озера и большей части его водосборной территории был образован природный парк (Постановление Кабинета Министров Республики Башкортостан № 17 от 18 января 1995 г. "О создании Природного парка "Кандры-Куль"), основными задачами которого являются восстановление, охрана и рациональное использование природных ресурсов, а также организация регулируемой рекреации. Природный парк продолжает свою деятельность и в настоящее время.

Первые гидробиологические исследования озера Кандры-Куль проводились в 70-80-х годах XX века М.Г. Бояновым, Т.В. Старухиной, Р.Ф. Биккинином, И.П. Дьяченко, Ф.Б. Шкундиной (Баянов, Старухина, 1970; Биккинин, Дьяченко, 1977; Биккинин, Тихомирова, 1979). В 2007 г. сотрудники Башкирского государственного университета возобновили работы по исследованию биоты водоема. Основное внимание при проведении исследований уделялось изучению рыб и их кормовой базы, а также санитарно-гигиенической безопасности и качеству воды для использования водоема в рыбохозяйственных и рекреационных целях. Однако для оценки экологического состояния озера, планирования мероприятий по сохранению и восстановлению (при необходимости) экосистемы и ее биологического разнообразия необходимы исследования всех (абиотических и биотических, включая одноклеточные организмы) компонентов. В водоемах, в отличие от наземных экосистем, в качестве продуцентов, и консументов первого порядка выступают микроорганизмы, которые чутко реагируют на изменение параметров среды их обитания, как на уровне отдельных организмов, так и на уровне популяций и сообществ (Бульон, 1987; Трифонова, 1990; Cairns et al., 1993; Bianchi et al., 2003). Значительную роль в формировании потоков вещества и энергии в водоемах, наряду с обычной линейной трофической цепью "фитопланктон – зоопланктон – рыбы" играет "микробная петля", состоящая из бактерий и простейших (Azam et al., 1983). При некоторых условиях именно она определяет скорость и направление потоков вещества и энергии в водных экосистемах. По соотношению компонентов планктона возможно оценить состояние экосистемы в конкретный момент времени и предположить характер возможных изменений в ней при различных видах воздействия.

В этой коллективной монографии обобщены результаты комплексного исследования биотического и абиотического компонентов экосистемы озера Кандры-Куль в условиях меняющейся рекреационной нагрузки (2010 и 2012 гг.). На основе полученных данных можно оценить вероятные сценарии развития водной экосистемы оз. Кандры-Куль в различных условиях и предложить

рекомендации по восстановлению и поддержанию устойчивого состояния экосистемы озера с учетом его интенсивного рекреационного использования.

Настоящая монография выполнена на основе отчетов по НИР и ранее опубликованных статей по отдельным аспектам экологических исследований оз. Кандры-Куль:

1. Жариков В.В., Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Тарасова Н.Г., Быкова С.В., Мухортова О.В., Шерышева Н.Г., Буркова Т.Н., Краснова Е.С., Поветкина Л.П., Ракитина Т.А. Абиотические характеристики и состояние планктонных и бентосных сообществ озера Кандры-Куль в 2010 г. // Отчет по НИР. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2011. 127 с.
2. Жариков В.В., Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Краснова Е.С. Выявление тенденции и характера межсезонной пространственно-временной изменчивости абиотических (физических и гидрохимических) параметров водной толщи и трофического статуса оз. Кандры-Куль в 2012 г. // Отчет по НИР № 07/12 от 10.12.2012 г. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2013. 59 с.
3. Жариков В.В., Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Тарасова Н.Г., Быкова С.В., Мухортова О.В., Шерышева Н.Г., Буркова Т.Н., Краснова Е.С., Поветкина Л.П., Ракитина Т.А., Андреева В.А. Проведение гидробиологических исследований планктонных сообществ бактерий, простейших (инфузорий) и водорослей (фитопланктона) озера Кандры-Куль в 2012 г. // Отчет по НИР № 01/12 от 01.12.2012 Тольятти: ИЭВБ РАН, 2013. 136 с.
4. В.В.Жариков, Горбунов М.Ю., Уманская М.В., Тарасова Н.Г., Быкова С.В., Мухортова О.В., Шерышева Н.Г.. Анализ состояния оз. Кандры-Куль в 2012 г. по данным о физико-химических параметрах среды и развитии планктонных сообществ гидробионтов // Отчет по НИР № 08/12 от 20.12.2012 Тольятти: ИЭВБ РАН, 2013. 91 с.
5. Уманская М.В., Краснова Е.С. Характеристика бактериопланктона оз. Кандры-Куль в летний период 2010 г. // Вестник Уральской медицинской академической науки. 2011. № 4(1). С. 60-61.
6. Быкова С.В., Жариков В.В. Сообщества свободноживущих инфузорий озера Кандры-Куль (республика Башкортостан) // Известия ПГПУ им. В.Г. Белинского. 2011. № 25. С. 497-506.
7. Уманская М.В., Краснова Е.С., Горбунов М.Ю.. Органический пикосестон оз. Кандры-Куль (Респ.Башкортостан, Россия) в летний период //Известия СНЦ РАН, 2013, Т.15,№3(7). С.2234-2239.
8. Быкова С.В., Жариков В.В., Андреева В.А., Горбунов М.Ю., Уманская М.В. Инфузории озера Кандры-куль (респ. Башкортостан): Состав, пространственное распределение, сезонная динамика и экологическое состояние водоема по данным их сообщества в 2012 г. // Известия СНЦ РАН, 2014 Т.16, №5(5). С.1748-1757.
9. Уманская М.В. Высшая водная растительность оз. Кандры-Куль. Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23, №2. С.141-145.
10. Горбунов М.Ю., Уманская М.В. Современное состояние и тенденции изменения трофического статуса озера Кандры-Куль // Вода: Химия и экология. 2015 № 6. С. 3-9.

11. Шерышева Н.Г., Ракитина Т.А. Состояние донных отложений озера Кандры-Куль (республика Башкортостан) в 2010 и 2012 гг. // Известия Самарского НЦ РАН. 2015. Т. 17. № 4 (5). С. 962-972.
12. Уманская М.В., Быкова С.В., Горбунов М.Ю., Краснова Е.С., Мухортова О.В., Сабитова Р.З., Тарасова Н.Г., Жариков В.В.. Структура сообщества планктона озера Кандры-Куль летом 2010 и 2012 гг. // Известия СНИЦ РАН, 2018. Т. 20, № 2. С. 45-54.
13. Сабитова Р.З., Мухортова О.В., Поддубная Н.Я., Федоров Р.А. Зоопланктон озера Кандрыкуль (Республика Башкортостан, Россия) в условиях антропогенного воздействия. Биология внутренних вод, 2018, № 2, с. 29-37.

Кроме того, отдельные результаты исследований экосистемы оз. Кандры-Куль были доложены на различных научных конференциях, в том числе на IV Международной научной конференции "Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды" (Минск, 2011 г.); X Международной научно практической конференции "Татищевские чтения: актуальные проблемы науки и практики" (Тольятти, 2013 г.); IV Байкальском микробиологическом Симпозиуме с международным участием "Микроорганизмы и вирусы в водных экосистемах" (Иркутск, 2015 г.); V Международной научной конференции "Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды": (Минск-Нарочь, 2016 г.); III Международной конференции "Инновационные подходы к обеспечению устойчивого развития социо-эколого-экономических систем" (Самара-Тольятти, 2016 г.) и др.

Исследование экосистемы оз. Кандры-Куль было выполнено в 2010 и 2012 гг. в рамках договора о научном сотрудничестве между ИЭВБ РАН и Природным парком "Кандры-Куль" сотрудниками лаборатории экологии простейших и микроорганизмов ИЭВБ РАН В.В. Жариковом, М.Ю. Горбуновым, М.В. Уманской, Н.Г. Тарасовой, С.В. Быковой, О.В. Мухортовой, Н.Г. Шерышевой, Е.С. Красновой, Л.П. Поветкиной, Т.А. Ракичиной и В.А. Андреевой и н.с. лаборатории водных беспозвоночных ИБВВ РАН Р.З. Сабитовой.

За помощь в организации и осуществлении работы авторы выражают искреннюю благодарность директору природного парка "Кандры-Куль" С.А. Полуэктову (в период проведения исследований) и его сотрудникам. Авторы выражают глубокую признательность инженерам-исследователям ИЭВБ РАН Л.П. Поветкиной, Т.А. Ракичиной и В.А. Андреевой за активное участие в лабораторной обработке гидробиологических и гидрохимических проб.



## ГЛАВА 1

# ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЕМА И ОРГАНИЗАЦИЯ НАБЛЮДЕНИЙ

Оз. Кандры-Куль – второй по величине пресный водоем в респ. Башкортостан и во всем Южном Приуралье – расположен в восточной части Бугульминско-Белебеевской возвышенности (54,50 С.Ш., 54,55 В.Д.). Озеро упоминается С. Т. Аксаковым в "Записках ружейного охотника Оренбургской губернии" (Аксаков, 1966) как пример прозрачных степных озёр; он говорит о его глубине в 10 сажен (т.е. 21,3 м).

Считается, что озерно-речная сеть на этой территории имеет древнее происхождение, так как она не была затронута сплошным оледенением. Однако водные объекты возвышенности были в значительной степени трансформированы в связи с значительным поднятием, сопровождавшимся интенсивной денудацией и обнажением пород пермского возраста, которое она испытала в плиоценовое время. Время образования озера неизвестно; нет единого мнения даже о происхождении его котловины. В литературе высказываются предположения о карстовом, эрозионном (Абдрахманов и др., 2002; Абдрахманов, 2005) и даже тектоническом механизмах образования озера.

Водоем расположен на западе респ. Башкортостан, в Туймазинском районе, в лесостепной зоне. Он имеет овальную форму, размерами около 8×3,6 км, со средней глубиной 7,2 м и наибольшей – 16,5 м. Береговая линия слабо изрезанная. Берега озера сложены песками, делювиальными суглинками, мергелями и песчаниками Пермского возраста. Северо-восточные и восточные берега низкие, с широкой полосой песчаного пляжа; остальные, особенно южный, более возвышенные. На акватории озера, в его северной части расположен остров Утрау (0,49×0,11 км, площадь 0,045 км<sup>2</sup>); протока к северу от острова мелководна, а к югу от него дно резко обрывается к области максимальных глубин.

Характерной особенностью озера является развитие плотных зарослей погруженных макрофитов. Они покрывают большую часть литоральной зоны озера, визуальнo до глубины >5 м. Гелофитная водно-воздушная растительность на южном берегу озера и в его северо-западной части отсутствует или слабо развита, а на остальной части побережья представлена густыми зарослями тростника и рогоза узколистного с вкраплениями других видов. Интенсивность развития, площадь проективного покрытия и продолжительность вегетации водной и околоводной растительности заметно меняется от года к году.

### **Современная антропогенная нагрузка на водосборную территорию и прибрежную зону озера**

На территории, прилегающей к озеру, располагаются три населенных пункта: села Кандры-Куль и Кандры-Тюмекеево на юго-западном берегу озера и Кандры-Кутуй (Кандры-Кутуево) на северо-восточном, численность населе-

ния которых в настоящее время составляет около 1,5 тыс. человек. Придомовые земельные участки сел на протяжении около 6 км непосредственно прилегают к береговой линии озера. Хотя значительная часть застройки с Кандры-Тюмекеево удалена от озера, она расположена в ложбине, по которой происходит сток поверхностных осадков с окружающих возвышенностей. Северо-западнее с. Кандры-Кутуй находятся поля СПК им. Фарахутдинова, на которых возможно применение минеральных и органических удобрений. Во всех трех селах население занимается откормом крупного рогатого скота и овец, а также птицы (кур, уток, гусей).

В 1995 г. на водосборной территории озера был образован Национальный природный парк Кандры-Куль. Восточнее с. Кандры-Тюмекеево на протяжении 2,5 км расположена курортная зона, в которой находятся более 60 турбаз и профилакториев. Весь этот участок береговой линии используется для купания; на нем организованы три обустроенных пляжа. Посещение этой зоны платное, поэтому возможен учет числа посетителей. Так, по данным Государственных докладов... (2009-2017) территорию Природного парка посетили:

Год	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Тысяч человек	100	90	220	171	203	105	67	46	99

Учет отдыхающих остальной части прибрежной зоны трудноосуществим, поэтому приведенные цифры отражают посещение только курортной зоны.

В северной части озера на протяжении ~300 м на расстоянии менее 150 м параллельно береговой линии проходит автодорога М5 (Москва-Челябинск). Насыпь, сооруженная при строительстве автодороги, перекрыла естественный сток из озера через овраг Киндык. До конца 70-х годов это, видимо, не оказывало существенного влияния на уровеньный режим озера, однако затем начался подъем уровня, который к концу века достиг 2 м. В 2001-2002 гг. было осуществлено проектирование и строительство водопропускного сооружения для восстановления стока. После его введения в эксплуатацию в июле 2002 года, когда был начат сброс воды в озеро, и к 2004 г., по данным Государственного доклада... (2005), уровень озера понизился на 1,5-2 м, осушив 50 м прибрежной полосы. До 2010 г. уровень озера регулировался стоком, однако в засушливые 2010 и 2011 гг. поступление воды в озеро было недостаточным, сток из озера прекратился, а уровень озера понизился еще на 0,2-0,4 м.

Уже после образования Природного парка в зоне строгой охраны, на склоне возвышенности в юго-восточной части озера, была построена горнолыжная трасса, территория которой была выведена из заповедного режима. На берегу озера у подножия трассы построена туристическая база, и на участке береговой линии протяженностью около 300-500 м существует неорганизованный пляж.

По нашим расчетам, ежегодно в прибрежную полосу оз. Кандры-Куль из различных источников поступает более 50 т азота и более 12 т фосфора; непосредственно в водную массу озера попадает около 16 т азота и около 4 т фосфора (Прил. 1). Преобладающая часть биогенной нагрузки как на прибрежную полосу озера, так и на его водную массу, происходит из сельскохозяйственных источников. Существенным фактором, оказывающим влияние на содержание

биогенных элементов в водной толще озер, является т.н. внутренняя биогеенная нагрузка, включающая в себя поступление биогеенов из внутриводоемных резервуаров: донных осадков и биомассы макроскопических организмов. Роль внутренней нагрузки возрастает при снижении проточности, и в озере Кандры-Куль, имеющем время водообмена 15-17 лет, она велика – запасы азота и фосфора в донных отложениях и биомассе макрофитов составляют более 20 и 40 т, соответственно (Прил. 1). Наиболее существенной чертой биогеенного баланса озера является значительное превышение поступления биогеенов в водную массу озера над их потерями, которые составляют всего 3% (для фосфора) – 6% (для азота) от поступления (Прил. 1).

Таким образом, хотя общая площадь территории парка, затронутая интенсивным антропогенным влиянием (площади поселений, рекреационной зоны, сельскохозяйственных угодий и полоса отчуждения автодороги) относительно невелика, интенсивной антропогенной нагрузке в настоящее время подвергается более половины всей береговой линии озера. Большая рекреационная нагрузка на озеро заставляет опасаться ухудшения его экологического состояния и деградации экосистемы этого уникального водоема.

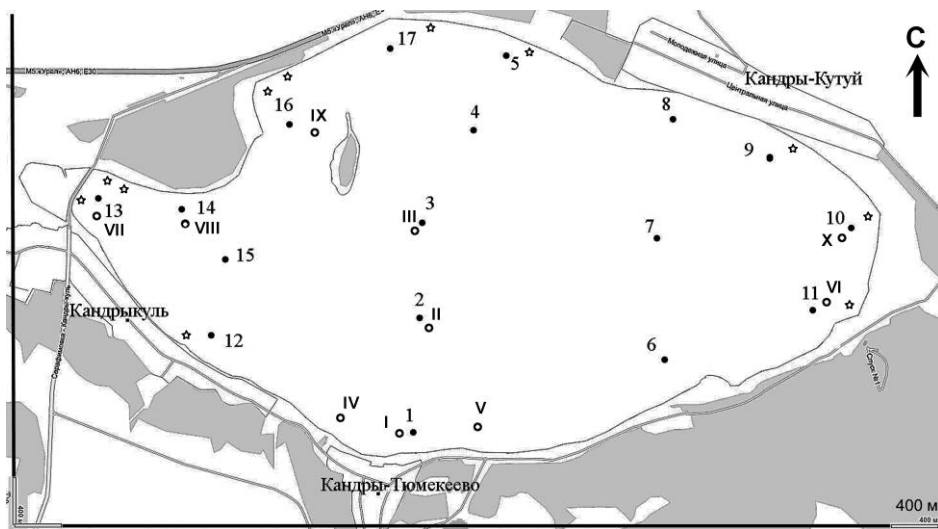
### **Организация наблюдений за экологическим состоянием озера Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг.**

В 2010 г. и 2012 г. экспедицией ИЭВБ РАН были проведены комплексные исследования экосистемы озера Кандры-Куль для выявления тенденций и характера пространственно-временной изменчивости абиотических и биотических параметров водной толщи, трофического статуса оз. Кандры-Куль. Сеть станций наблюдения, расположенных равномерно по всей акватории, включала пелагические станции (как в области максимальных, так и средних глубин), литоральные (открытая и заросшая литораль) и в заросшем мелководье (рис. 1).

Наблюдения проводили в следующие периоды: 23-25.06.2010, 1-2.09.2010, 27-29.05.2012, 19-21.07.2012 и 19-21.9.2012. Пробы воды для химического и гидробиологического анализа отбирали из поверхностного слоя воды по всей акватории. Отбор проб воды на глубоководных станциях производили помповым отборником, обеспечивающим получение пробы строго с определенной глубины; на остальных станциях – батометром Рутнера объемом 2 л. В литорали и прибрежном мелководье пробы брали как на участках с открытой водой, так и в зарослях различных видов гидрофитных и гелофитных растений. В пелагиали пробы отбирали с различных глубин для анализа вертикального распределения гидробионтов. Применявшиеся методы гидрохимического и гидробиологического анализа представлены в соответствующих главах монографии.

В 2010 г. на озере было установлено 10 станций, в 2012 г. их число было увеличено до 27 (с учетом дополнительных станций в заросшем мелководье). Контурные карты пространственно-временного распределения различных экологических показателей в 2012 г. были построены на основе данных только по

основным станциям, без учета локальных изменений на дополнительных станциях в заросшем мелководье.



**Рис. 1.** Расположение станций наблюдения на акватории оз. Кандры-Куль.

Пелагические станции: ст. II, 2, 4, 7 и 15 (с глубинами около 8 м) и ст. III и 3 (глубина 14,5-16 м).

Станции открытой литорали с глубиной 2-2,5 м: ст. I, 1, 5, 6, 8-14, 16 и 17.

Станции заросшей литорали с глубиной 2-2,5 м, с зарослями: ст. IV – рдеста пронзеннолистного; ст. V – шелковника (лютика водяного); ст. VI – водяной сосенки; ст. VII – хары; ст. VIII – тростника; ст. IX – рогоза узколистного (западный берег); ст. X – то же, восточный берег.

Дополнительные станции 2012 г. в заросшем мелководье (глубиной 0,5-1,5 м, обозначены звездочкой): в зарослях тростника в районе станций 10, 13, 16 и 17; в зарослях тростника с рдестом узколистным около ст. 13 и с урутью около ст. 16; в зарослях водяной сосенки в районе ст. 11 и 12; в зарослях рогоза около ст. 9 и в зарослях хары около ст. 13. Дополнительная станция около ст. 5 (обозначена звездочкой, ст. 5А) установлена в месте сброса сельскохозяйственных стоков.

Римскими цифрами показаны станции 2010 г., арабскими – 2012 г.

## ГЛАВА 2

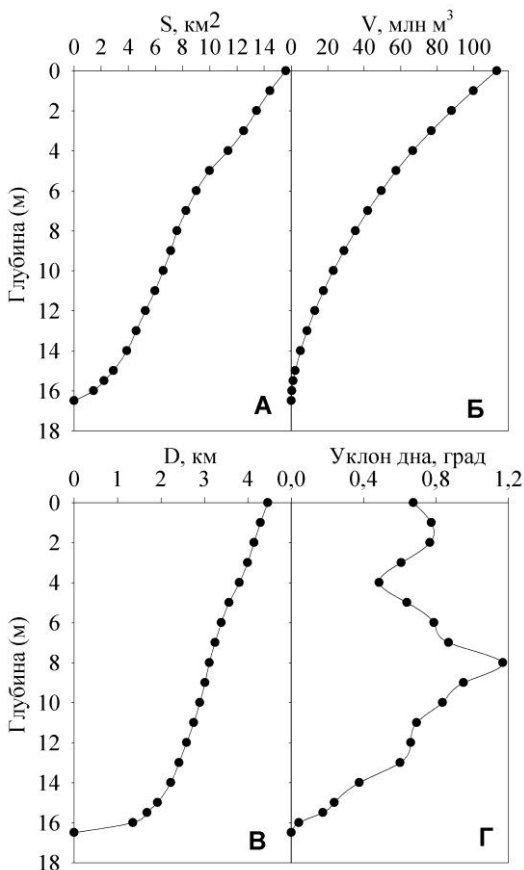
### ГИДРОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗЕРА

**Методы.** В момент отбора проб воды на гидрохимический и гидробиологический анализ определяли температуру воды: в поверхностном слое – ртутным термометром, в глубоких слоях – по сопротивлению калиброванного терморезистора, прикрепленного на пробоотборнике. Величины pH и Eh определяли портативными приборами ("Эксперт-001") в нефильтрованных пробах не позднее 1 часа с момента отбора. Содержание растворенного кислорода определяли кислородомером ("НИ-9143"). Дополнительно отбирали пробы для йодометрического определения растворенного кислорода, а также сероводорода. Световые условия в толще воды определяли при помощи погружаемого кремниевое светодиода, спектральная чувствительность которого была скорректирована комбинацией светофильтров для получения характеристики, необходимой для измерения фотосинтетически активной радиации (ФАР). Датчик не был калиброван в абсолютных единицах; результаты приводятся в долях от световой радиации на уровне поверхности воды.

**Уровенный режим, проточность и морфометрия озера.** Уровень озера непостоянен: в 1960-х-1970-х гг. он был низок, и это привело к прекращению поверхностного стока; начиная с 1985 г. уровень поднялся, и к началу 21 века началось подтопление окружающих населенных пунктов и автодороги М-5 Уфа-Самара (Абдрахманов, 2005). После восстановления стока в р. Киндык путем создания водопропускного сооружения под автотрассой М-5, поверхностный сток в 2003–2004 гг. составлял 200–250 л/с, при этом удалось несколько понизить уровень озера. Однако в последние годы, после аномально жаркого 2010 г. уровень озера понизился еще на 0,3–0,5 м, и, со слов персонала Природного парка, сток через р. Киндык вновь полностью прекратился. Озеро питается несколькими родниками, расположенными на склоне и у подножия возвышенности на южном берегу, а также принимает талые и дождевые воды с водосбора.

Береговая линия слабо изрезанная. Берега озера сложены песками, делювиальными суглинками, мергелями и песчаниками Пермского возраста. Северо-восточные и восточные берега низкие, с широкой полосой песчаного пляжа; остальные, особенно южный, более возвышенные. На акватории озера, в его северной части расположен остров Утрау (0,49×0,11 км, площадь 0,045 км<sup>2</sup>); протока к северу от острова мелководна, а к югу от него дно резко обрывается к области максимальных глубин.

Озеро вытянутой формы, длиной 7,6 км, максимальной шириной 3,8 км, средней – 2,05 км. В 2010-2012 г. площадь озера была 15,6 км<sup>2</sup>, как и в 1950-60 гг. Длина береговой линии – 17,8 км, наибольшая глубина – 16,5 м (измеренная в ходе наших исследований максимальная глубина составила 16,2 м). Объем воды озера составляет, при средней глубине 7,22 м, 112,7 млн. м<sup>3</sup>. Рассчитанные по батиметрическому плану озера батиграфическая и объемная кривые показаны на рис. 2.



**Рис. 2.** Морфометрические характеристики озерной котловины оз. Кандры-Куль. А- батиграфическая кривая; Б- объемная кривая; В- кривая "среднего диаметра"; Г- средний уклон дна.

пазоне глубин 0-10 м они, судя по батиметрическому плану, составляют всего 3°, 1,9° и 1,6° (19, 30 и 35 м на каждый метр глубины, соответственно). Наименьший уклон дна, 0,54° или более 100 м на метр глубины, расположен на восточном берегу. Низкие величины уклона дна благоприятствуют взмучиванию донных осадков озера и их переработке при волновой нагрузке.

Западная часть озера (западнее горы Тунейман) относительно обособлена. Эта часть акватории мелководна, с глубинами не более 7 м и средней глубиной около 2 м. Выступ горы затрудняет вовлечение этой части в циркуляционные течения озера. При направлении этих течений по часовой стрелке, в период поверхностной гомотермии и опережающего охлаждения прибрежной зоны (Hutchinson, 1957), создается нагон воды в западную оконечность озера, а в периоды "антициклонической" циркуляции, возникающей при сильном опережающем прогреве прибрежных вод, эта часть озера находится в гидрологической тени от горы, и поэтому также практически не участвует в общей цирку-

Кроме того, на этом рисунке даны зависимости "среднего диаметра", вычисляемого как  $D'(h) = 2\sqrt{S(h)/\pi}$ , и угла наклона дна,  $\varphi = 90^\circ - \arctg(2dD/dh)$ , от глубины озера (где  $S(h)$  – площадь акватории озера с глубиной не менее  $h$ , м). Из графиков следует, что геометрия ложа озера близка к перевернутому усеченному конусу с почти горизонтальной центральной частью площадью около 2 км<sup>2</sup>. Средний уклон дна в диапазоне глубин 0-14 м составляет 0,5-1,2°, а ниже – существенно снижается. Такие малые уклоны позволяют считать, что площадь дна озера почти в точности равна площади его зеркала. Уклоны дна в склоновой части озера максимальны у северной оконечности острова Утрау, у восточного склона массива Красный камень (горы Тунейман) и у южного берега озера. Однако и здесь в среднем в диа-



лации озера. Небольшой участок в западной части озера отделен от основной акватории насыпной плотиной. Условия в этом участке озера значительно отличаются от остальной акватории.

**Водный баланс озера.** Водосборная территория озера ограничена долинами рек Узень и Б. Нугуш и их притоков, и составляет 53,9 км<sup>2</sup> (Физико-географическое ..., 2013), т.е. менее чем в 3,5 раза превышает площадь зеркала озера (15,6 км<sup>2</sup>). Поскольку модуль стока в районе озера составляет около 4 л сек<sup>-1</sup> км<sup>-2</sup>, можно оценить приточность с водосборного бассейна в 6,8 млн. м<sup>3</sup>/год. Эта величина чуть меньше годового объема осадков на зеркало озера, который при среднемноголетнем количестве осадков около 450 мм (среднее из величин, приведенных в т. 15 "Гидрогеологии СССР" (1972) и книге "Гидрогеология Башкортостана (Абдрахманов, 2005)) составляет около 7 млн. м<sup>3</sup>/год. Таким образом, по типу водного баланса по классификации Богословского (1960), озеро находится на границе между приточными и дождевыми (табл. 1).

**Таблица 1.** Водный баланс озера Кандры-Куль по среднемноголетним данным

	<i>Поступление / расход, млн. м<sup>3</sup>/год</i>	<i>% общего поступления</i>	<i>% от объема озера, лет<sup>-1</sup></i>	<i>Время водообмена, лет</i>
<b>Приток с водосбора</b>	6,80	49,2%	6,0%	16,6
<b>Осадки на зеркало</b>	7,02	50,8%	6,2%	
<b>Испарение с зеркала</b>	8,74	63,2%	7,7%	
<b>Водозабор</b>	1,95	14,1%	1,72%	
<b>Невязка</b>	3,13	22,6%		

Потери воды за счет испарения с водного зеркала можно грубо оценить, принимая коэффициент увлажнения (отношение годового количества осадков к испаряемости) равным 0,8 (пределы для лесостепной зоны – 0,6-1,0; пределы для Заволжской зоны лесостепи – 0,72-1). В таком случае испарение с водного зеркала составляет около 63% общего годового поступления воды с водосбора и на зеркало озера (табл. 1). Поверхностный сток из озера переменчив. Даже в период максимального расхода воды в 2003-2004 г., когда уровень озера понижался, он составлял 57% от общего поступления; поверхностный сток, обеспечивающий стабильный уровень озера, как минимум, вдвое меньше. В настоящее время поверхностный сток отсутствует, однако уровень воды стабилен, и водный баланс обеспечивается фильтрацией и потерями из водоносного горизонта, а также, видимо, повышенной, по сравнению со средними значениями, испаряемостью и пониженной приточностью с водосборной территории. Кроме испарения, потери воды из озера происходят в результате водотока, годовой объем которого, по данным Природного парка, составляет 1,95 млн. м<sup>3</sup>/год, т.е. около 15% общего годового притока. Невязка баланса в размере 3,13 млн. м<sup>3</sup>/год обусловлена следующими главными факторами: изменением объема озера, изменением запасов грунтовых и подземных вод на водосборе и потерями с жидким (поверхностным и подземным) стоком за пре-

дела водосбора озера. Принимая, что уровень воды озера и запасы подземных вод стабильны, а поверхностный сток в последние несколько лет отсутствует, можно считать этот объем оценкой потерь с подземным стоком (за счет просачивания через ложе озера).

Таким образом, водный режим озера в настоящее время является испарительно-нейтральным по классификации Богословского (1960) с колебаниями в сторону испарительно-приточного в годы высокой водности, и испарительно-дождевого – в засушливые. Время водообмена, оцененное по притоку с водосбора, оценивается в 16,6 лет, что соответствует озерам аккумулятивного типа с очень слабым водообменом. Для сравнения, время водообмена меньших по размеру лесных озер со сходным химическим составом в лесной зоне респ. Татарстан составляет не более полугода (Уникальные экосистемы..., 2001). В случае оз. Кандры-Куль замедленный водообмен связан с низкой относительной площадью водосбора и континентальностью климата: снижение коэффициента водообмена по мере продвижения от зон с избыточным увлажнением к засушливым зонам является общей закономерностью. Следствием большого периода (или низкого коэффициента) водообмена для экосистемы озера является повышенная аккумуляция любых нелетучих соединений, в т.ч. большинства загрязняющих веществ, поступающих в его экосистему из атмосферы и с водосборной территории.

**Стратификация.** Расчеты по формуле, предложенной в работе Padisak, Reynolds (2003) для определения глубины озер, при которых они стратифицированы в летний период, независимо от гидрометеорологических условий, дают для оз. Кандры-Куль пороговую глубину, равную 23,8 м. Поскольку фактическая глубина озера меньше этой величины, оно, во всяком случае, в отдельные годы с сильными ветрами в период первоначального весеннего прогрева, может оставаться полностью перемешиваемым. Авторы учитывают ветра порядка 20 м/сек при градиенте плотности воды 0,9 кг/м<sup>3</sup>, что соответствует перепаду температур между поверхностным и придонным слоем от 16 до 5°C.

С другой стороны, расчеты по эмпирической формуле для глубины нижней

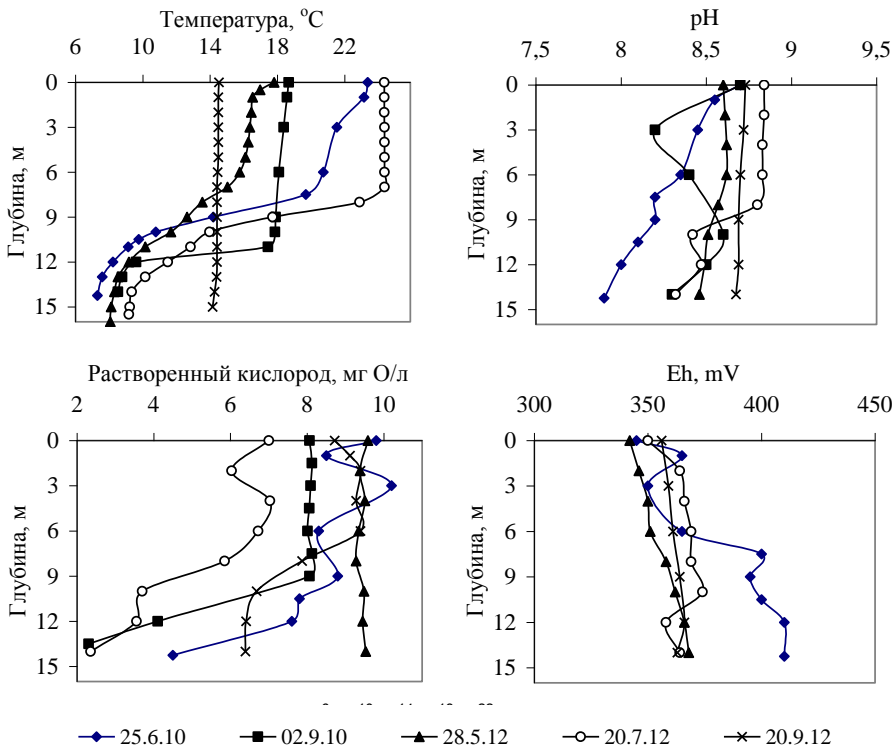
$$E = 4,4 \sqrt{\frac{l_{eff} + w_{eff}}{2}} \quad (\text{Patalas, 1984})$$

границы эпилимниона: известных морфометрических характеристиках озера ожидаемую мощность эпилимниона 10,6 м. Поскольку максимальная глубина озера существенно превышает эту величину, оно, очевидно, с высокой вероятностью должно быть стратифицировано в летний период.

Измерения вертикального температурного профиля в пелагиали показали, что в весенне-летний период 2010 и 2012 гг. озеро было стратифицировано (рис. 3). В июне 2010 г. температура придонного слоя составляла 7,3°C; в сентябре она увеличилась до 8,5°C. Зона основного термоклина в июне располагалась в интервале глубин 7-10 м, в сентябре она сдвинулась в сторону большей глубины, 10-12 м, и заметно сузилась (рис. 3).

В мае 2012 г. температура придонного слоя составляла 8,1°C; в июле она увеличилась до 9,2°C (рис. 3). Зона основного термоклина в этот период располагалась в интервале глубин 7-11 м. В конце сентября произошло практиче-

ски полное выравнивание температур по всему столбу воды с разницей между поверхностным и придонным слоями в 0,5°C.



**Рис. 3.** Вертикальное распределение физико-химических показателей в пелагиали в области максимальной глубины оз. Кандры-Куль.

**Физико-химические показатели.** Были изучены сезонные и пространственные изменения основных физико-химических показателей (табл. 2, рис. 3). В июне 2010 г. температура поверхностного слоя воды на большей части акватории озера составляла 23-23,4°C и только на литоральных станциях в западной части озера температура была выше (24-24,5°C). В начале сентября 2010 г., видимо в результате прошедшего шторма, температура воды в пелагиали (вплоть до глубины 10-11 м) была около 18°C (17,9-18,7°C), а в литорали – существенно ниже (13,7-16,5°C). В мае 2012 г. более прогретой оказалась (включая соответствующие пелагические станции) северо-западная часть озера (максимально до 17,8°C), в июле – восточная и северо-восточная (до 26,8°C), а в сентябре произошло практически полное выравнивание температур, как по вертикали, так и по горизонтали (табл. 2). Однако, поскольку пробы на акватории отбирались не одномоментно, а в течение нескольких дней, зарегистрированная разность поверхностных температур по акватории озера, по крайней мере, частично связана с изменением погодных условий в процессе отбора проб.

Величины рН воды в поверхностном слое в 2010 и 2012 гг. изменялись от 8,2 до 9,0. При таких величинах рН концентрации свободного растворенного CO<sub>2</sub> в воде пренебрежимо малы, но, наряду с ионом гидрокарбоната, присутствуют карбонат-ионы. В большую часть периода наблюдений в пелагиали величина рН более или менее монотонно снижалась к придонному слою, причем основные изменения рН по вертикали были приурочены к зоне термоклина. Исключение составляет 2 сентября 2010 г., когда, в условиях штормовой погоды и интенсивного волнения, были зарегистрированы резкие скачки рН на разных глубинах (рис. 3). В целом, пространственные и сезонные изменения уровня рН в озере в 2010 и 2012 г. были выражены очень слабо (табл. 2, рис. 3).

**Таблица 2.** Физико-химические условия и газовый режим оз. Кандры-Куль

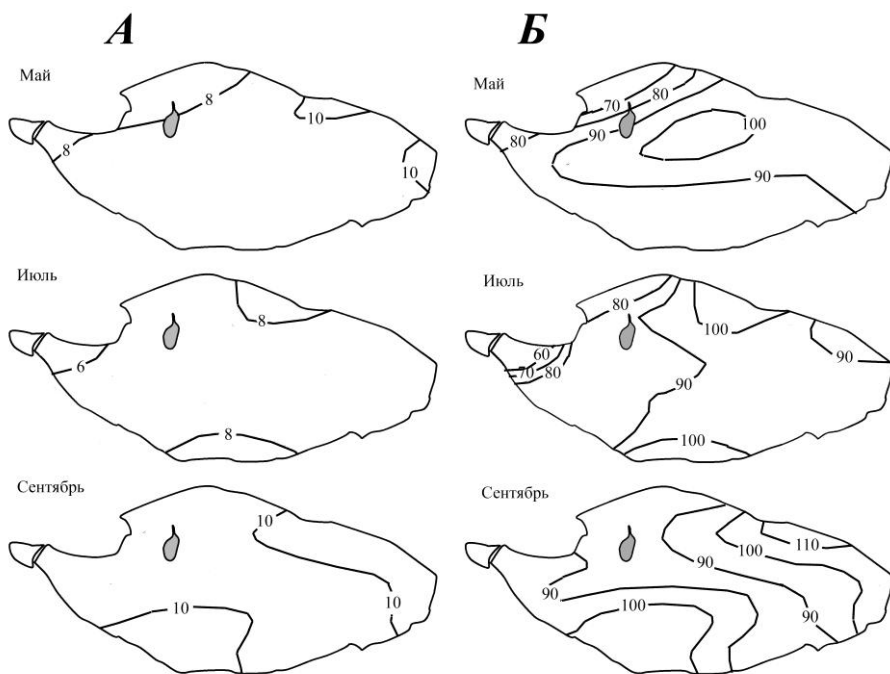
<i>Дата</i>	<i>O<sub>2</sub>, мг/л</i>	<i>T, °C</i>	<i>pH</i>	<i>Eh, mV</i>
<b>23-25.6.2010</b>	9,13±1,48	18,1±2,8	8,36±0,10	374±11
<b>1-2.9.2010</b>	7,85±0,97	15,5±1,9	8,53±0,11	306±48
<b>27-29.5.2012</b>	8,60±0,36	14,8±1,0	8,61±0,02	376±7
<b>19-21.7.2012</b>	6,56±0,50	23,2±1,2	8,77±0,04	371±15
<b>19-21.9.2012</b>	9,18±0,39	14,1±0,2	8,73±0,01	361±4

**Газовый режим.** Кислородный режим озера в 2012 г. был значительно менее благоприятным, чем в 2010. Так, если в 2010 г. вода была перенасыщена кислородом, то в мае 2012 г. содержание кислорода в поверхностном горизонте на пелагических станциях уже составило только 94,5% насыщения, а в целом, включая прибрежные станции – 86,2% (рис. 4). В июле ситуация усугубилась: на пелагических станциях содержание кислорода снизилось до 91,9% насыщения, хотя в среднем по озеру слегка увеличилось, до 88,2%. На центральной глубоководной станции содержание кислорода в июле на глубинах 10 и 14,5 м снизилось до 36,0 и 20,5%, соответственно. Степень гипolimнического дефицита кислорода в июле 2012 г. была значительно выше, чем в июне 2010 г. В сентябре 2012 г., вследствие начавшегося полного перемешивания озера, кислородный режим озера улучшился; в особенности это касается насыщения кислородом придонных слоев, которое возросло до 62-66% насыщения. На нескольких прибрежных станциях содержание кислорода в сентябре превысило 100%.

Дефицит кислорода в поверхностном слое озера в июле 2012 г. можно отчасти объяснить сочетанием метеорологических факторов (отбор проб проводился на фоне быстрого охлаждения озера из-за ухудшения погодных условий), однако высокий дефицит кислорода в гипolimнии указывает на увеличение нагрузки озера органическим веществом.

За единственным исключением, в озере не было обнаружено измеримых концентраций сероводорода и сульфидов. Только в июле 2012 г. в пробе из прибрежных зарослей на западном берегу озера (около ст. 13) было зарегистрировано 0,2 мг/л сульфида. Данная станция расположена на мелководном,

слабо связанном с основной акваторией участка, густо заросшем макрофитами; в прибрежной зоне, непосредственно прилегающей к этой станции, наблюдалось разложение остатков макрофитов, выброшенных волнами к урезу воды. На этой же и соседней станциях была зарегистрирована пониженная концентрация кислорода, которая, однако, оставалась выше минимальных допустимых значений для рекреационных водоемов. Но, в силу небольшой площади и изолированности этого участка, он не оказывает существенного влияния на всю экосистему озера.

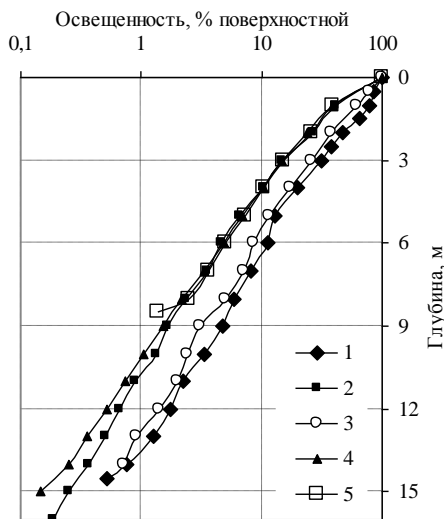


**Рис. 4.** Пространственная и временная изменчивость содержания растворенного кислорода в поверхностном слое воды озера Кандры-Куль в 2012 г. А – в мг О/л; Б – в %.

Известно, что выброс на берег большого количества отмершей биомассы может способствовать созданию локальных анаэробных зон и развитию сульфатредуцирующих бактерий, продуцирующих сероводород. Однако такие зоны обычно существуют непродолжительное время и легко разрушаются течениями. В целом же, несмотря на концентрации сульфатов, оптимальные для сульфатредукции, анаэробные процессы ни в водной толще, ни на границе раздела вода/грунт почти нигде не регистрируются. Об этом свидетельствуют и высокие величины Eh (+342 – +410 мВ), что характеризует условия во всей водной толще озера как окислительные (табл. 2, рис. 3).

**Световые условия.** В июне 2010 г. прозрачность по диску Секки в пелагиали составляла 7 м, в сентябре она понизилась до 3 м. В мае 2012 г. прозрачность по диску Секки в пелагиали составляла 3,7-4,1 м, в июле она увеличи-

лась до 4,8-6,2 м, и в сентябре составила 3,5-5,2 м. Измерения освещенности погружным датчиком показали, что величина прозрачности соответствует глубине с освещенностью около 10% поверхностной, причем в мае и сентябре 2012 г. основное влияние на изменение прозрачности оказывал поверхностный



**Рис. 5.** Вертикальный профиль освещенности в пелагиали оз. Кандры-Куль в 2010-2012 гг.: глубоководная станция (ст. 3(III)): 1 – 23.6.10; 2 – 28.5.12; 3 – 20.7.12; 4 – 20.9.12; станция глубиной около 8 м (ст. 2(II)): 5 – 28.5.12.

водной толщи и кратковременному ухудшению световых условий (вплоть до афотических) в глубоких (глубже 10 м) слоях воды.

водный слой до глубины 1-1,5 м, а глубже снижение логарифма освещенности происходило почти линейно. В июне 2010 г. и июле 2012 г. логарифм освещенности линейно снижался, начиная с поверхностного слоя (рис. 5). Измерения, проведенные в мае 2012 г. на станции с глубиной 8 м (рис. 5), показали, что различия в ослаблении света по всей пелагиали невелики. Освещенность на глубине 7,5-8 м составляла 2-8% от поверхностной, а на глубине 14,5-15 м – 0,2-0,7% от поверхностной. Таким образом, вся водная толща озера во время наших наблюдений находилась в фотическом слое. Однако, сильное ветровое воздействие (в штормовых условиях) может привести к возникновению значительных неоднородностей в распределении рассеивающих и/или поглощающих веществ в



## ГЛАВА 3

### ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВОДЫ

**Методы.** Отбор проб воды производили батометром Рутнера, объемом 2 л. Пробы отбирали в пластиковые бутылки объемом 5 л, а также в склянки для определения растворенного кислорода и сероводорода. В некоторых случаях в прибрежной зоне пробы отбирали непосредственно в пластиковые бутылки из слоя с глубиной 10-20 см. Список использованных методов гидрохимического анализа представлен в табл. 3.

**Таблица 3.** Перечень использованных методов гидрохимического анализа

<i>№</i>	<i>Вещество</i>	<i>Метод</i>	<i>Источник</i>
1	Растворенный кислород	Йодометрический по Винклеру	Новиков и др., 1990, с. 50.
2	Жесткость	Комплексонометрический, с ЭДТА	Там же, с. 67.
3	Кальций (Ca)	То же	Там же, с. 70.
4	Магний (Mg)	Расчетный, по жесткости и Ca	Там же, с. 72.
5	Щелочность	Объемный, с HCl	Унифицированные методы..., 1973, с. 66.
6	Бикарбонат-ион (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Расчетный, по щелочности	Там же, с. 165.
7	Хлорид-ион (Cl <sup>-</sup> )	Колориметрический, с тиоцианатом ртути/перхлоратом железа	Iwasaki et al., 1956
8	Сульфат-ион (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Объемный, с AgNO <sub>3</sub> (по Мору)	Новиков и др, 1990, с. 88.
9	Сульфиды и сероводород	Гравиметрический, в виде BaSO <sub>4</sub>	Там же, с. 102.
10	Азот аммонийный	Колориметрический, с диметил-р-фенилендиамином	Там же, с. 110.
11	Азот нитратный	Колориметрический, фенол-гипохлоритный	Solorzano, 1969
12	Фосфор минеральный	Колориметрический, салицилатный	Новиков и др, 1990, с. 84.
13	Фосфор общий	Колориметрический, по восстановленному фосфомолибдатному комплексу	Унифицированные методы..., 1973, с. 211.
14	Кремний растворенный	То же, после окисления персульфатом	Там же, с. 208.
15	Железо общее	Колориметрический, по восстановленному кремнемолибдатному комплексу	Новиков и др., 1990, с. 121.
		Колориметрический, с орто-фенантролином	Там же, с. 173.

За исключением определения концентраций кислорода и сероводорода, гидрохимический анализ проводили в пробах воды, предварительно фильтрованных через стеклянные фильтры ФПСВ (Владисарт) с номинальным порогом удержания 1,2 мкм. Для определения биогенных элементов аликвоты фик-

сировали хлороформом (~1 мл/250 мл пробы) и помещали в холодильник до момента анализа. Для определения кислорода и сероводорода пробы фиксировали в момент отбора в соответствии с используемыми методиками.

**Общая минерализация и содержание основных ионов.** Результаты наших определений основного состава воды озера в течение 2010 и 2012 г. приведены в табл. 4. Как видно из нее, содержание основных ионов однородно по всей водной толще озера и слабо меняется с весны до осени.

По данным Черняевой и др. (1977), в августе-октябре 1969 г. вода в озере имела сульфатно-натриевый (II) тип минерализации, сульфатного класса, магниевой группы, со следующей формулой Курлова (вычисленной нами по средним значениям концентраций):  $M_{1,122} \frac{Mg53,5Na + K31,7Ca14,8}{SO_4 62,3HCO_3 35,6Cl2,1}$  (здесь и да-

лее  $HCO_3^-$  обозначена сумма ионов гидрокарбоната и карбоната). В 2010 и 2012 гг., по нашим данным, состав воды по прежнему соответствовал тому же классу и группе, с формулами Курлова  $M_{0,984} \frac{Mg53,2Na + K34Ca12,8}{SO_4 60,9HCO_3 35,3Cl3,8}$  и

$M_{0,975} \frac{Mg55,7Na + K32Ca12,2}{SO_4 59,1HCO_3 37,8Cl3,0}$ , соответственно.

Сравнение этих данных (табл. 5) позволяет выделить тенденцию к снижению минерализации воды озера, при опережающем снижении концентраций кальция, магния и сульфатов. При этом, хотя содержание гидрокарбонатов и карбонатов уменьшается, их доля в общей минерализации возрастает, а концентрация хлоридов увеличивается даже по абсолютному значению. Таким образом, хотя вода по преобладающим ионам остается магний-сульфатной, происходит ее опреснение и слабый сдвиг в сторону натрий-гидрокарбонатной (содовой) с увеличением доли хлоридов.

От этой тенденции несколько отклоняются наши данные за 2005 г. и данные Ф.Б. Шкундиной (1983) за сезон 1979 г. Однако в 2005 г. мы отобрали и проанализировали только две пробы с разных горизонтов на единственной станции, и возможно, небольшие отклонения в составе воды имели локальный характер. Что же касается данных за 1979 г., то сама работа (Шкундина, 1983) посвящена анализу фитопланктона озера, и гидрохимические данные в ней носят справочный характер. При этом в значительной части проанализированных проб обнаружена общая жесткость существенно превышает суммарное количество анионов (в мэкв), что явно указывает на аналитические ошибки. Кроме того, в пробах, отобранных через небольшой интервал времени, наблюдаются высокие, в два и более раз, изменения концентрации кальция, сульфатов и гидрокарбонатов, которые вряд ли возможны в озере с мезотрофным уровнем продуктивности и низкой скоростью водообмена. Хотя все это, на наш взгляд, значительно снижает ценность данных за 1979 и 2005 г., для сравнения они также приведены в табл. 5.

Хотя в многолетнем плане выявляется тенденция к снижению общей минерализации воды озера, с мая по сентябрь 2012 г. нами зарегистрировано ее заметное возрастание: с  $953,8 \pm 6,6$  мг/л в мае до  $1009,8 \pm 11$  мг/л в сентябре. Это увеличение было обусловлено в основном возрастанием концентрации ионов

**Таблица 4.** Содержание основных ионов (мг/л) и величина минерализации (суммы ионов) в воде оз. Кандры-Куль

<i>Дата, биотон</i>		$Ca^{2+}$	$Mg^{2+}$	$Na^{+}+K^{+}$	$HCO_3^{-}+CO_3^{2-}$	$SO_4^{2-}$	<i>СГ</i>	<i>Сумма ионов</i>
<b>23-25.06.2010</b>		36,5±1,0	90,9±1,2	136,1±4,8	329,6±3,4	403,5±6,8	20,1±0,3	1016,6±10,9
<b>1-2.09.2010</b>		37,6±0,7	96,6±2,0	95,8±3,9	271,9±6,3	400,2±5,2	17,5±0,3	919,5±11,1
<b>27-29.05.2012</b>								
<b>П</b>	<b>0 м</b>	36,0±1,2	95,5±2,1	97,9±5,6	333,5±5,6	388,5±6	12,6±0,5	964,1±14,3
	<b>Инт.</b>	35,7±0,5	96,1±0,9	95,5±3,2	331,9±3	386,4±4,1	12,6±0,2	958,3±7,3
<b>Литораль</b>	<b>Сев.</b>	36,0±1,8	97,0±1,2	93,5±8,0	331,2±8,4	386,8±11,4	12,5±0,6	957±24,9
	<b>Вост.</b>	37,4±1,0	96,8±0,9	91,0±10,9	317,6±4	395±18,6	12,3±0,2	950,1±33,3
	<b>Юж.</b>	34,7±0,9	97,5±0,8	87,0±2,4	327±14,3	375,8±14,2	12,3±0,5	934,4±7,1
	<b>Зап.</b>	35,0±0,5	97,0±1,1	92,7±9,4	326,1±8,4	386,8±16,1	12,6±0,3	950,3±33,2
<b>Фиталь</b>		35,5	96,7	86,9	322,1	378,6	12	931,7
<b>Все озеро</b>		35,7±0,4	96,5±0,6	93,6±2,5	329,3±2,8	386,1±3,7	12,5±0,2	953,8±6,6
<b>19-21.07.2012</b>								
<b>П</b>	<b>0 м</b>	34,8±0,2	97,6±2,1	95,8±6,3	317,4±3,6	397,8±7,8	15,7±0,5	959,2±15,1
	<b>Инт.</b>	35,1±0,5	97,1±1,1	95,3±2,7	318,8±2,7	394,6±3,4	15,7±0,2	956,7±7,1
<b>Литораль</b>	<b>Сев.</b>	34,4±0,4	97,3±1,4	96,6±6,6	314±0,6	399,4±9,1	16,1±0,1	957,8±14,2
	<b>Вост.</b>	34,1±0,7	96,8±0,6	102,3±0,5	314,5±1,6	409±6,5	15,8±1,0	972,7±5,7
	<b>Юж.</b>	34,3±0,7	96,4±0,8	98,2±3,8	315±1,4	398,9±6,1	15,4±0,5	958,1±10
	<b>Зап.</b>	35,3±2,2	93,4±0,7	107,9±5,1	315±1,4	409±10,1	16,2±0,8	976,8±11,9
<b>Фиталь</b>		33,5±1,1	98,1±2,3	103,2±6,1	311,5±7,2	415,2±11,4	16,9±0,9	978,4±10
<b>Все озеро</b>		34,7±0,4	96,9±0,7	98,1±2,2	316,5±1,8	400,1±3,4	15,9±0,2	962,2±5,1
<b>19-21.09.2012</b>								
<b>П</b>	<b>0 м</b>	33,7±1,0	91,7±0,8	123,2±3,3	325,8±3,6	415±7,6	21,1±1,6	1010,5±13,4
	<b>Инт.</b>	32,7±0,6	92,7±1,0	122,6±2,7	327,2±2,2	415,1±3,8	20,6±1,0	1011,0±7,0
<b>Литораль</b>	<b>Сев.</b>	33,3±0,8	89,1±0,5	131,9±3,2	327,3±7,4	422,2±9,2	20,1±4,9	1023,8±5,7
	<b>Вост.</b>	32,0±1,9	91,1±0,4	108,1±3,9	328,9±1,6	380,5±75,3	17,0±2,9	957,7±113,9
	<b>Юж.</b>	31,7±0,5	93,7±1,7	121,4±0,8	329,3±0,8	415,1±8,0	18,4±0,5	1009,6±10,2
	<b>Зап.</b>	33,4±0,8	92,3±1,4	126,1±9,4	331,0±6,1	417,7±9,9	21,9±2,5	1022,4±22,8
<b>Фиталь</b>		33,3±0,9	91,7±3,8	126,6±6,8	331,7±3,9	418,2±7,1	19,8±2,2	1021,2±13
<b>Все озеро</b>		32,8±0,4	92,1±0,8	122,9±3,8	328,5±1,5	413,4±7,0	20,1±0,8	1009,8±11

Примечание. П – пелагиаль.

натрия и хлоридов, и в меньшей степени – сульфатов (табл. 4). В 2010 г. такой тенденции не обнаруживалось: минерализация (сумма ионов) к сентябрю слегка понизилась в сравнении с июнем, в основном за счет снижения концентрации бикарбонатов и ионов щелочных металлов. Эти изменения, видимо, обусловлены влиянием внутриводоемных процессов и испарением воды с зеркала

озера, а их различная динамика связана с разными метеорологическими условиями и разной динамикой биотических процессов в водоеме в эти годы.

**Таблица 5.** Содержание основных ионов и величина минерализации (суммы ионов) в воде оз. Кандры-Куль в 1969-2012 г.

<i>Год</i>	<i>Ca<sup>2+</sup></i>	<i>Mg<sup>2+</sup></i>	<i>Na<sup>+</sup>+K<sup>+</sup></i>	<i>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>	<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>	<i>Cl</i>	<i>Сумма ионов</i>
мг/л							
<b>1969</b>	48,3±4,1	105,5±3,7	118,3±4,9	352,6±4,4	484,8±11,3	12,3±2,8	1121,7±21,1
<b>1979</b>	48,1±7,3	115,2±4,0	14,8±14,7	238,0±42,9	357,1±35,0	18±1,8	792,2±62,3
<b>2005</b>	40,9±1,6	99,2±20,0	88,6±7,4	300,4±62,8	407,7±12	11,6±0,3	948,5±85,5
<b>2010</b>	36,9±0,7	92,8±1,5	122,7±8,1	310,3±10,9	402,4±4,9	19,2±0,5	984,3±19,4
<b>2012</b>	34,4±0,3	95,2±0,6	104,7±3,0	324,6±1,6	399,8±3,5	16,2±0,6	974,9±6,5
мЭКВ/л							
<b>1969</b>	2,41±0,21	8,68±0,30	5,14±0,22	5,78±0,07	10,10±0,23	0,35±0,08	-
<b>1979</b>	2,40±0,36	9,47±0,33	0±0,97	3,90±0,70	7,44±0,73	0,51±0,05	
<b>2005</b>	2,04±0,08	8,16±1,65	3,55±0,3	4,93±1,03	8,49±0,25	0,33±0,01	
<b>2010</b>	1,84±0,04	7,63±0,12	4,91±0,32	5,09±0,18	8,75±0,11	0,54±0,01	
<b>2012</b>	1,72±0,02	7,84±0,05	4,53±0,12	5,32±0,03	8,33±0,07	0,43±0,01	
мЭКВ%							
<b>1969</b>	14,9±1,4	53,5±1,5	31,7±0,9	35,6±0,6	62,2±0,3	2,1±0,5	-
<b>1979</b>	20,8±3,7	81,7±7,0	-2,5±9,1	32,7±4,5	62,9±4,5	4,4±0,6	
<b>2005</b>	14,9±1,9	59,2±6,5	25,9±4,6	35,7±4,2	61,9±3,9	2,4±0,3	
<b>2010</b>	12,8±0,4	53,2±1,5	34,0±1,8	35,3±0,8	60,9±0,9	3,8±0,1	
<b>2012</b>	12,2±0,2	55,7±0,6	32,0±0,7	37,8±0,3	59,1±0,2	3,0±0,1	

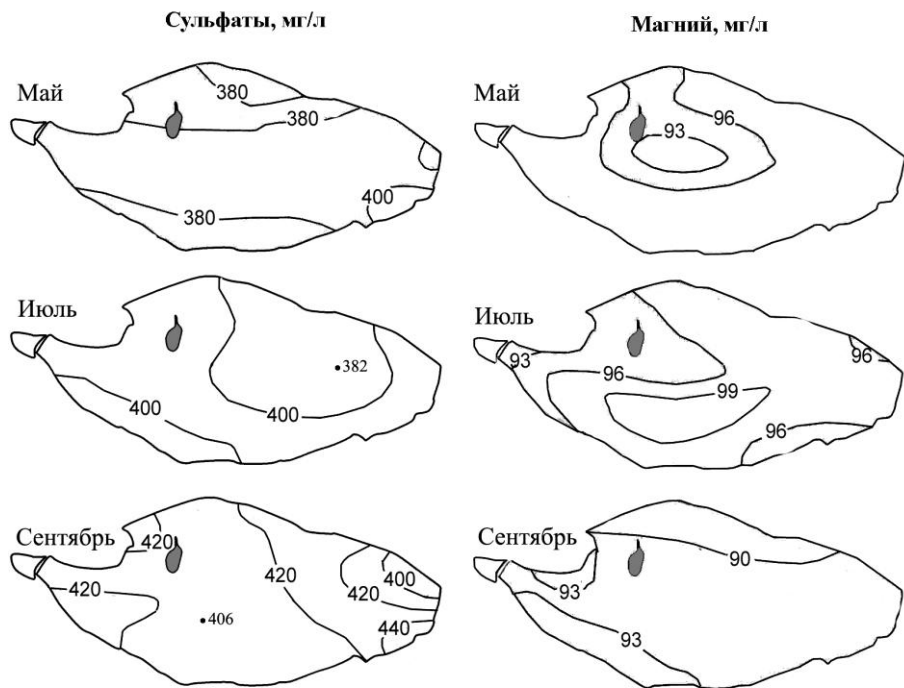
Примечание: 1969 г. – по данным Черняевой и др., (1977); 1979 г. – на основании данных Шкундиной (1983), 2005 – собственные данные, пробы из пелагической части озера с глубины 0 м и 5 м, отобранные в июле 2005 г.

В течение 2012 г. увеличение общей минерализации было обусловлено возрастанием концентрации сульфатов и щелочных металлов, тогда как содержание магния и кальция, наоборот, снижалось (рис. 6). Пространственные неоднородности концентраций ионов достаточно невелики по сравнению с их сезонными изменениями (особенно в сентябре, по сравнению с маем и июлем).

Вариационный анализ показал, что и в 2010 г., и в 2012 г. различия между отдельными станциями озера были незначимы по большинству ионов, но общая минерализация и концентрации отдельных ионов достоверно зависели от даты наблюдений.

Процесс снижения минерализации и изменения гидрохимического состава воды, вероятно, связан с внутриводоемными процессами, в первую очередь, с осаждением карбонатов при высоком pH. По нашим наблюдениям, макрофиты в озере постоянно покрыты коркой кальцита (CaCO<sub>3</sub>), образующейся из-за повышения pH в процессе фотосинтеза. Хотя кальцит частично растворяется,

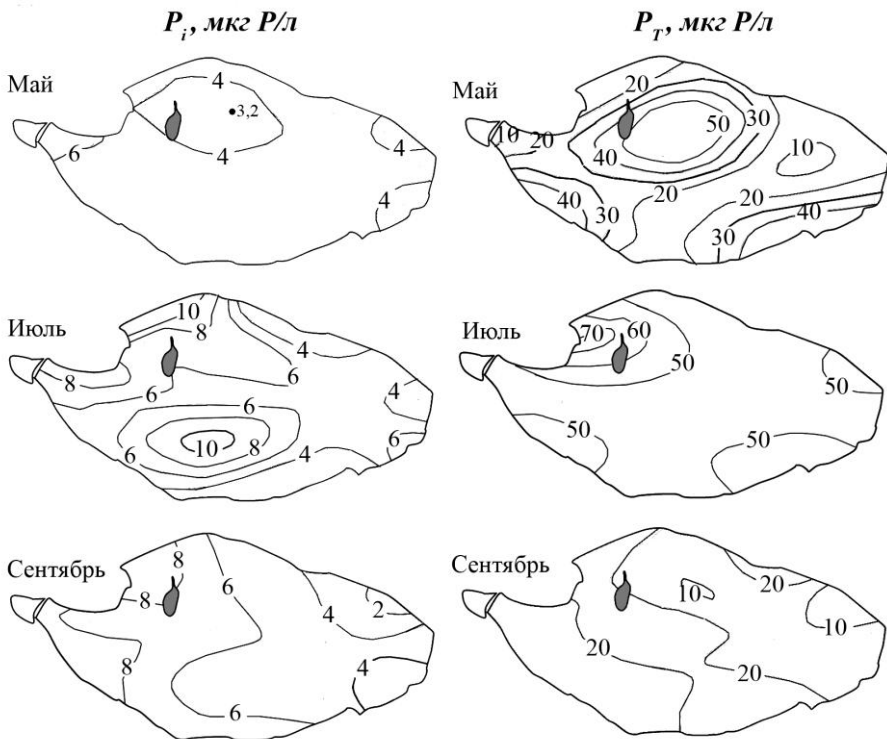
попадая в донные осадки, захоронивание некоторой его части в грунтах может приводить к снижению содержания ионов кальция и гидрокарбоната, а также соосажающегося с ними магния, в воде. Продолжающееся увеличение содержания хлоридов и ионов щелочных металлов может быть связано с сельскохозяйственным и антропогенным загрязнением озера, но возможно, обусловлено их естественным накоплением в водоеме при низком биологическом потреблении и низкой проточности.



**Рис. 6.** Пространственная и временная изменчивость содержания ионов сульфата и магния (мг/л) в озере в 2012 г. Пределы изменения: сульфаты – 362-449 мг/л, магний – 86-101 мг/л

**Биогенные элементы.** К основным биогенным элементам относят соединения азота, фосфора, кремния и железа. Они присутствуют в воде в виде разнообразных растворенных и взвешенных веществ. В отличие от ионов основного состава, их концентрации редко превышают единицы мг/л, и динамика их содержания сильно зависит от интенсивности и направления биотических процессов в экосистемах водоемов.

Важнейшим из биогенных элементов в пресных водоемах является фосфор. Он присутствует в озерах в виде неорганических ортофосфатов, растворенных органических соединений, в составе неорганических взвесей и органического вещества sestona. Результаты определения концентраций общего и минерального фосфора показаны на рис. 7 и в табл. 6.



**Рис. 7.** Пространственная и временная изменчивость содержания минерального ( $P_i$ ) и общего растворенного ( $P_T$ ) фосфора (мкг Р/л) в озере в 2012 г. Пределы изменения:  $P_i$  – 1,7-10,5 мкг Р/л,  $P_T$  – 8,7-84,5 мкг Р/л

Как видно из рисунков, распределение как минерального (фосфаты), так и общего фосфора по акватории озера было неравномерным; наиболее контрастным распределение минерального фосфора было в июле и сентябре, а общего, напротив – в мае. Максимальные количества обеих форм отмечены в июле, при этом сезонная вариация общего фосфора была намного более значительна, чем минерального.

Второй по значению биогенный элемент, азот, присутствует в озерах в виде трех неорганических ионов: нитратов  $\text{NO}_3^-$ , нитритов  $\text{NO}_2^-$  и аммония  $\text{NH}_4^+$ , а также различных органических соединений в растворенной и взвешенной форме. Все эти формы азота испытывают быстрые взаимные превращения. В данном исследовании мы проводили определение только неорганического азота. Было обнаружено, что концентрации нитритов во всех пробах не превышают 26 мкг/л, и значительно ниже содержаний общего аммония и нитратов. Содержание последних двух форм испытывали значительные сезонные колебания (рис. 8). Суммарное содержание неорганического азота в мае составило в среднем 0,184 мг/л; в июле оно удвоилось (0,349 мг/л), а в сентябре незначительно снизилось (0,317 мг/л).



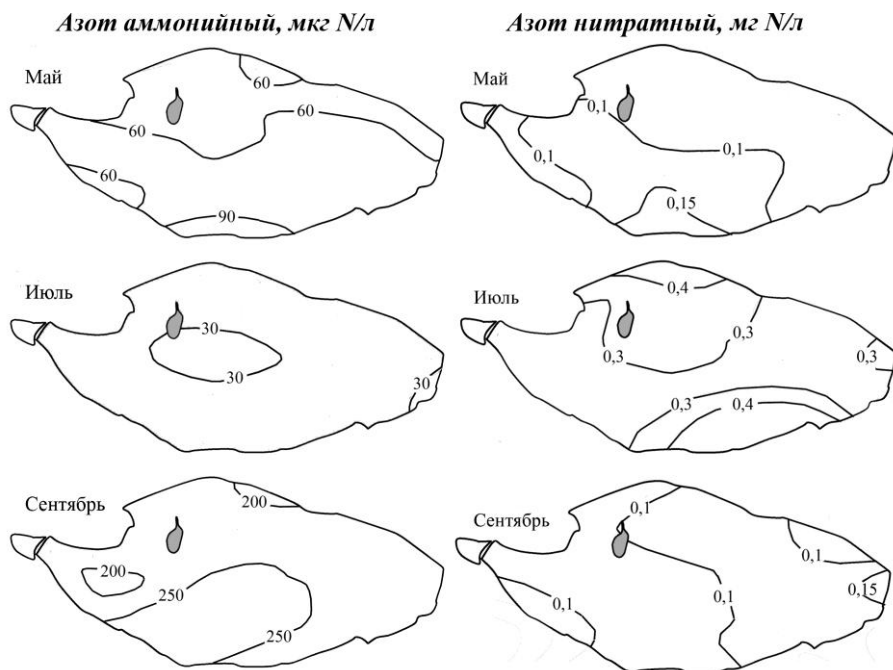
**Таблица 6.** Содержание общего растворенного ( $P_T$ ) и минерального фосфора( $P_i$ ) (мкг P/л) в оз. Кандры-Куль

<i>Дата</i>	<i>Биотоп</i>	$P_T$	$P_i$
<b>6.07.2005</b>	Эпилимнион	37,9±2,2	2,0
<b>23-25.06.2010</b>	Пелагиаль, инт.	15,6±3,9	3,7±1,5
	Литораль	13,5±2,0	5,8±1,7
	в т.ч., заросшая	13,9±2,1	5,7±1,9
	Все озеро	14,7±2,4	4,6±1,2
<b>1-2.09.2010</b>	Пелагиаль, инт.	–	17,7±4,3
	Литораль	–	17,0 ±21,0
	в т.ч., заросшая	–	17,0 ±21,0
	Все озеро	–	17,5± 5,1
<b>27-29.05.2012</b>	Пелагиаль, инт.	35,8±10,7	4,6±0,7
	Литораль	21,3±6,4	4,6±0,6
	в т.ч., заросшая	15,4	4,6
	Все озеро	29,8±7,1	4,6±0,5
<b>19-21.07.2012</b>	Пелагиаль, инт.	52,1±4,5	7,2±1,2
	Литораль	50,8±3,7	5,7±1,1
	в т.ч., заросшая	57,5±5,8	6,8±1,8
	Все озеро	52,1±3,1	6,5±0,9
<b>19-21.09.2012</b>	Пелагиаль, инт.	21,0±6,7	5,4±1,1
	Литораль	16,9±2,9	5,1±1,1
	в т.ч., заросшая	20,8±4,7	3,4±1,1
	Все озеро	19,7±3,6	5,2±0,8

В мае содержание нитритного азота приближалось к ПДК для рыбохозяйственных водоемов (табл. 7), а в двух пробах в западной части озера, на ст. 13 и 15 (поверхностный горизонт) на 10% превышало его. В июле на всей акватории озера содержание нитритов снизилось, и только в придонном слое глубоководной ст. 3 было отмечено превышение ПДК – 0,029 мг N-NO<sub>2</sub>/л – при норме 0,024 N-NO<sub>2</sub>/л. В сентябре, из-за превышения сроков хранения проб содержание нитритного азота не было определено.

Превышений ПДК прочих неорганических форм азота в озере не было обнаружено (табл. 7). Однако максимальные концентрации общего аммония и свободного аммиака составляли более 0,75 ПДК. Свободный аммиак токсичен для рыб и многих водных беспозвоночных; поскольку его доля в общем со-

держании аммония увеличивается при повышении рН, в оз. Кандры-Куль его концентрации, даже при допустимом содержании общего аммония, вполне могут достигать величин, токсичных для гидробионтов, поэтому необходимо обратить внимание на предотвращение таких событий.



**Рис. 8.** Пространственная и временная изменчивость содержания аммонийного (мкг N/л) и нитратного (мг N/л) азота в озере в 2012 г. Пределы изменения: 12-297 мкг N-NH<sub>4</sub>/л и 0,05-0,50 мг N-NO<sub>3</sub>/л.

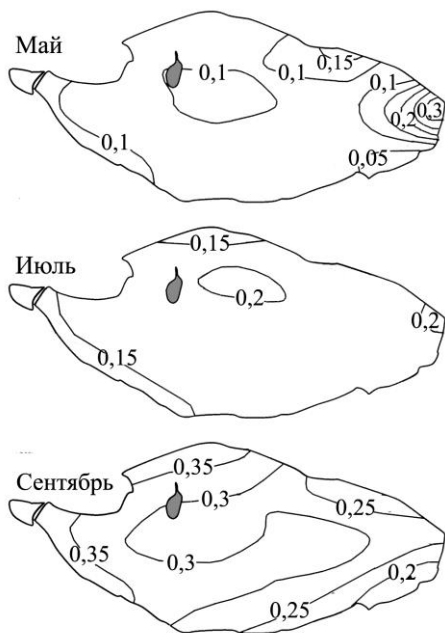
**Таблица 7.** ПДК форм минерального азота для рыбохозяйственных водоемов и их фактическое содержание в 2012 г.

Показатель	ПДК <sub>рыб</sub>		Фактически, % ПДК		
	мг/л*	мг N/л	Макс.	Мин.	Среднее
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	40	9,036	5,0%	0,9%	2,1%
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,08	0,024	120,8%	8,3%	55,8%
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> + NH <sub>3</sub>	0,5	0,388	76,3%	3,1%	27,1%
свободный NH <sub>3</sub> **	0,05	0,041	86,8%	34,1%	30,0%

Примечание. \* – в расчете на ион (Перечень рыбохозяйственных нормативов, 1999);

\*\* – концентрации свободного аммиака рассчитаны на основе данных по общему содержанию аммония, величине рН и температуре воды.

В целом, суммарное содержание неорганических форм азота приблизительно в 10 раз превышает содержание растворенного фосфора по массе, а их молярное соотношение превышает 20 (табл. 6, 8). Это подтверждает, что биогенным элементом, лимитирующим первичную продуктивность в озере Кандры-Куль, является фосфор.



**Рис. 9.** Пространственная и временная изменчивость содержания кремния (мг/л) в озере в 2012 г. Пределы изменения: 0,07-0,38 мг/л.

Кремний в виде силикатов необходим не всем организмам: из гидробионтов он требуется только диатомовым для образования жесткого панциря, некоторым другим водорослям, губкам и (в небольших количествах) водным цветковым растениям. В 2010 и 2012 гг. содержание растворенного кремния составляло 0,06-0,85 мг/л с учетом сезонных и пространственных (включая вертикальные) изменений. Особенности пространственно - временной изменчивости концентрации кремния в поверхностном слое воды в 2012 г. показаны на рис 9. Концентрации кремния в воде были наиболее низкими в мае, когда во многих водоемах происходит активное цветение диатомовых. Затем, в течение сезона, концентрация кремния заметно увеличилась, видимо, за счет растворения силикат-

содержащих взвесей и донных осадков.

Хотя железо необходимо всем живым организмам, в пресных водах оно, видимо, никогда не лимитирует развитие гидробионтов, т.к. они получают его с пищей или выработали эффективные механизмы его извлечения из комплексных соединений и взвешенных частиц. В большинстве пресных водоемов железо всегда присутствует во взвешенном состоянии в достаточных для водных организмов количествах. В июне 2010 г. концентрация железа в воде была 0,031-0,225 мг/л, в сентябре – 0,253-0,378 мг/л. В мае 2012 г. мы не определяли содержание железа; средняя концентрация за июль и сентябрь 2012 г. в озере составила 0,181 мг/л при колебаниях от 0,033 до 0,470 мг/л. В 2012 г. среднее содержание железа в июле было почти вдвое выше, чем в сентябре (0,236 и 0,122 мг/л, соответственно).

**Таблица 8.** Содержание неорганических форм азота (мг N/л) в воде оз. Кандры-Куль

<i>Дата</i>	<i>Биотоп</i>	<i>N-NH<sub>4</sub></i>	<i>N-NO<sub>3</sub></i>	<i>N-NO<sub>2</sub></i>
<b>6.07.2005</b>	Эпилимнион	0,060±0,013	–	–
<b>23-25. 06.2010</b>	Пелагиаль, инт.	0,036±0,008	–	–
	Литораль	0,037±0,009	–	–
	в т.ч., заросшая	0,040±0,009	–	–
	Все озеро	0,037±0,006	–	–
<b>1-2.09. 2010</b>	Пелагиаль, инт.	0,109±0,027	0,069±0,037	–
	Литораль	0,112±0,078	0,145±0,055	–
	в т.ч., заросшая	0,112±0,078	0,145±0,055	–
	Все озеро	0,110±0,025	0,088±0,037	–
<b>27-29. 05.2012</b>	Пелагиаль, инт.	0,064±0,008	0,105±0,013	0,021±0,001
	Литораль	0,061±0,009	0,093±0,013	0,021±0,001
	в т.ч., заросшая	0,041	0,088	0,020
	Все озеро	0,063±0,006	0,100±0,009	0,021±0,001
<b>19-21. 07.2012</b>	Пелагиаль, инт.	0,028±0,006	0,315±0,035	0,007±0,003
	Литораль	0,021±0,003	0,320±0,044	0,006±0,001
	в т.ч., заросшая	0,029±0,006	0,345±0,102	0,008±0,004
	Все озеро	0,025±0,004	0,0±0,027	0,007±0,001
<b>19-21. 09.2012</b>	Пелагиаль, инт.	0,228±0,014	0,088±0,014	–
	Литораль	0,222±0,008	0,099±0,013	–
	в т.ч., заросшая	0,220±0,016	0,092±0,010	–
	Все озеро	0,224±0,008	0,093±0,010	–

Примечание: "–" – показатель не определяли.

Поскольку скорость оборота биогенных элементов в водоемах велика, а их концентрации испытывают значительные и быстрые колебания, возможно, межгодовые различия средних концентраций биогенных элементов (табл. 9) связаны с разными сроками отбора проб в 2005, 2010 и 2012 гг.

Вертикальное распределение биогенных элементов на пелагической станции 3 показано на рис. 10. В 2010 г. концентрации всех исследованных веществ варьируют не более чем в три раза и, за исключением минерального фосфора (только в сентябре) и кремния, не увеличиваются существенно в придонном слое. В 2012 г. наибольшие вертикальные вариации характерны для форм фосфора, а в июле, кроме того – нитратного азота. Это, видимо, связано

со сложным характером перемешивания водной массы озера и интенсивным потреблением соединений фосфора планктонными организмами. Концентрации аммонийного азота, железа и кремния были близкими по всему эпилимниону (0-10 м). На больших глубинах наблюдалось их увеличение, особенно заметное в июле. Тенденция такого же увеличения в июле наблюдается в распределении концентраций минерального фосфора, а в сентябре – общего фосфора. В течение 2010 и 2012 гг. заметного и длительного накопления биогенных элементов в придонном слое, характерного для эвтрофных стратифицированных водоемов, в озере не наблюдалось.

**Таблица 9.** Содержание биогенных элементов в поверхностном слое воды оз. Кандры-Куль

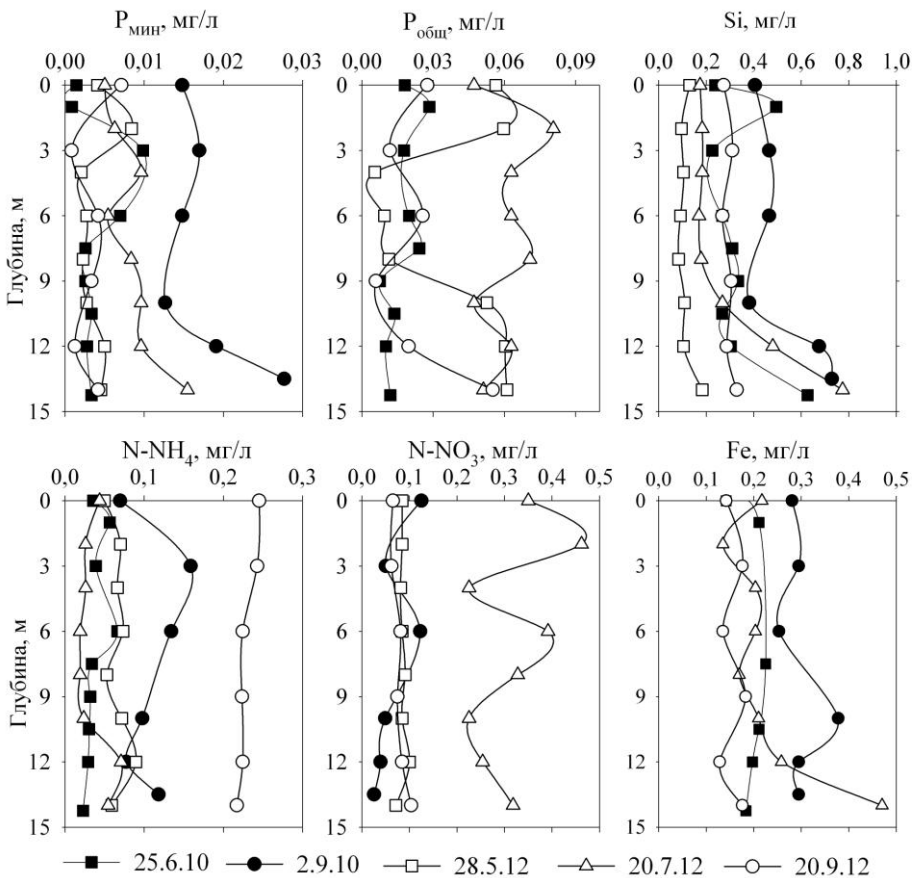
	Фосфор (мкг P/л)		Азот (мг N/л)		Si, мг/л	Fe <sub>общ</sub> мг/л
	минер.	общий	аммонийный	Нитратный		
<b>6-7.07.2005</b>						
<b>Эпилимнион</b>	2,0	37,9±2,2	0,060±0,013	–	0,20±0,04	0,46±0,39
<b>2010, июнь-сентябрь</b>						
<b>Все озеро</b>	8,4±2,8	14,7±2,4*	0,06±0,015	0,09±0,04**	0,33±0,06	0,21±0,03
<b>2012, май-сентябрь</b>						
<b>Все озеро</b>	5,50±0,56	34,5±3,8	0,10±0,03	0,18±0,03	0,19±0,03	0,18±0,02

Примечание. \* – только июнь, \*\* – только сентябрь

**Цветность воды (табл. 10).** В пресных водоемах значительный вклад в поглощение света может вносить цветность, обусловленная присутствием гуминовых кислот и некоторых неорганических веществ, в частности, комплексов железа. В июне 2010 г. цветность в оз. Кандры-Куль в среднем составила  $13 \pm 2,4^{\circ}$  по платиново-кобальтовой шкале, а в зарослевой зоне величины цветности были выше почти в 1,5 раза: в среднем  $18 \pm 3^{\circ}$ . В июле 2012 г. цветность воды пелагической части озера осталась практически такой же, как в июне 2010 г, а в зарослевой части – даже несколько выше,  $23 \pm 12^{\circ}$ . В мае и сентябре величины цветности были ниже, причем существенных различий между зоной открытой воды и зоной зарослей не было. В результате, в среднем за сезон 2012 г. средняя цветность в озере составила  $10 \pm 0,8^{\circ}$ . Известно, что цветность отрицательно коррелирует с жесткостью воды и общей минерализацией; очевидно, низкая цветность воды озера связана с осаждением гуматов в жесткой воде в виде кальциевых и магниевых комплексов. Низкая цветность воды озера вносит незначительный вклад в общее поглощение света водной толщей озера, по сравнению с биогенным и абиогенным взвешенным веществом.

**Взвешенное вещество (табл. 11).** В водоемах всегда присутствуют органические и минеральные взвешенные вещества. Их количество существенно влияет на оптические свойства воды. Содержание взвешенных веществ в озере в июле и сентябре 2012 г. находилось в пределах от 0,25 до 12,6 мг/л. Достоверных сезонных изменений нами не выявлено. В пелагиали содержание взвеси

было практически постоянно, различия между различными участками в прибрежной зоне, скорее всего, объясняются интенсивностью взмучивания осадков при ветровом перемешивании мелководий. Наиболее высокое количество взвеси выявлено в заросших участках литорали.



**Рис. 10.** Вертикальное распределение концентраций биогенных элементов в водной толще глубоководной станции оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг.

**Органическое вещество** (табл. 12). Содержание органического вещества определяли на некоторых станциях в июле и сентябре 2012 г. по микробиологической (БПК) и бихроматной (ХПК) окисляемости. Результаты определения показаны в табл. 12. Как видно из таблицы, в июле величины БПК, за исключением зарослевой зоны, не превышают ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения – 3,0 мг/л для БПК<sub>полн</sub> (Перечень рыбохозяйственных нормативов, 1999). Однако в сентябре БПК<sub>полн</sub> увеличилось в 2-2,5 раза и превысило ПДК, и в среднем достигло уровня 1,6 ПДК.

**Таблица 10.** Цветность воды оз. Кандры-Куль в 2012 г.

	27-29 мая		19-21 июля		19-21 сент.		За год
	<i>n</i>	<i>°Pt</i>	<i>n</i>	<i>°Pt</i>	<i>n</i>	<i>°Pt</i>	<i>°Pt</i>
Пелагиаль, 0 м	5	9±0,6	5	12±2,9	5	10±2,9	10±1,5
Пелагиаль, инт	20	9±0,4	20	13±1,4	17	9±1,0	10±0,7
<b>Литораль:</b>							
Северный берег	4	9±0,6	4	10±2,2	3	9±3,2	9±1,2
Восточный берег	3	8±0,3	3	11±1,5	3	7±1,0	8±1,3
Южный берег	3	8±1,7	3	12±0,9	3	10±3,9	10±1,7
Западный берег	3	10±2,7	3	9±3,7	3	9±0,9	9±1,4
Заросли макрофитов	1	9	3	23±12	3	10±4,7	15±6,4
Все озеро	34	9±0,4	36	13±1,9	32	9±0,9	10±0,8

Примечание: *n* – число проб

**Таблица 11.** Содержание взвешенных веществ в воде оз. Кандры-Куль.

	19-21.07.2012		19-21.09.2012	
	Число проб	мг/л	Число проб	мг/л
Пелагиаль, 0 м	4	2,20	4	2,16
Пелагиаль, инт	17	2,27	13	2,13
<b>Литораль:</b>				
Северный берег	2	1,42	2	2,75
Восточный берег	3	3,69	–	н/д
Южный берег	3	1,34	2	1,35
Западный берег	3	1,34	2	2,25
Заросли макрофитов	4	7,30	5	4,67
Все озеро	32	2,81	24	2,65

**Таблица 12.** Содержание органических веществ в воде оз. Кандры-Куль (по ХПК и БПК, в мг О/мл)

	19-21.07.2012			19-21.09.2012	
	ХПК	БПК <sub>5</sub>	БПК <sub>полн</sub>	БПК <sub>5</sub>	БПК <sub>полн</sub>
Пелагиаль	36,5	1,17	1,76	2,91	4,37
Литораль	29,2	1,83	2,74	3,67	5,51
Заросли макрофитов	42,5	3,24	4,86	н/д	н/д
Все озеро	35,1	1,86	2,78	3,29	4,94

Уровень ХПК для рыбохозяйственных водоемов не нормируется; норматив ХПК для водоемов хозяйственно-питьевого водопользования составляет 15 мг О/л, для коммунально-бытового водопользования – 30 мг О/л (Правила охраны поверхностных ..., 1991). Измеренные в озере величины значительно выше 15 мг О/л и за, исключением литоральной зоны озера, в июле – 30 мг О/л. ПНД Ф 14.1:2.100-97 предполагает, что хлориды не оказывают мешающего влияния при их содержании менее 300 мг/л. Но даже если учитывать это влияние (Но-

виков и др., 1990), вычитая 0,23 мг О на каждый миллиграмм хлоридов в пробе, то при среднем содержании в озере хлоридов (16 мг/л) в июле 2012 г. поправка составит только 3,7 мг О/л. Таким образом, даже исправленные значения ХПК превышают норматив 30 мг/л.

Повышенное содержание трудноразлагаемых органических веществ указывалось для озера и ранее. Так, в 2004-2005 гг. "средний уровень загрязненности органическими веществами по ХПК был в пределах 2 ПДК, причем во всех пробах фиксировались значения выше ПДК" (Государственный доклад..., 2005; 2006). Однако, начиная с 2006 г. и по 2010 г., по данным Госдокладов, отмечалась его снижение до уровня ПДК. Если считать, что под ПДК имелся в виду показатель для коммунально-бытового водопользования (т.к. в питьевых целях озеро не используется), то величины ХПК в 2012 г. близки к величинам за предыдущие годы. Возможно, повышенный уровень ХПК в озере является естественным, и отражает особенности структуры биоценоза озера: высокую степень развития погруженной высшей растительности, микроперифитона и литорального бентоса.



## ГЛАВА 4

### ФОТОСИНТЕТИЧЕСКИЕ ПИГМЕНТЫ

Содержание фотосинтетических пигментов (хлорофиллов и каротиноидов) – важный показатель развития фитопланктона, более оперативный, чем оценка его численности и биомассы, а также имеющий самостоятельное значение для оценки продуктивности водоема.

**Методы.** Для определения хлорофиллов пробы воды объемом 1-2 л пропускались через стеклянные фильтры ФПСВ (Владисарт) с номинальным порогом удержания 1,2 мкм. Фильтры высушивались на воздухе и до доставки в лабораторию хранились в темном контейнере в холодильнике при температуре 4-10°C, а затем – в морозильной камере при температуре не выше -20°C.

Собранный на фильтрах сестон экстрагировали 90% ацетоном в темноте при 4°C в течение 1 суток; оптическую плотность экстрактов при длинах волн 630, 647, 664 и 750 нм определяли на спектрофотометре Spekol-20; содержание пигментов в экстрактах рассчитывали по трехволновым формулам (Jeffrey, Humphrey, 1975). Исходя из объемов пробы и экстрагента, определяли концентрации пигментов в воде. Содержание феофитина "а" определяли в этих же экстрактах после их подкисления по методу и формулам, предложенным С. Lorenzen (1967).

**Пространственное распределение хлорофилла "а" в 2010 г.** Средние концентрации хлорофилла "а" показаны в табл. 13. Видно, что его концентрации в сентябре были выше, чем в июне. В пелагической части водоема и в среднем по всему водоему эти различия были достоверны; в зарослях макрофитов из-за значительной вариабельности величин различия средних статистически незначимы.

**Таблица 13.** Средние концентрации хлорофиллов в оз. Кандры-Куль в 2010 г.

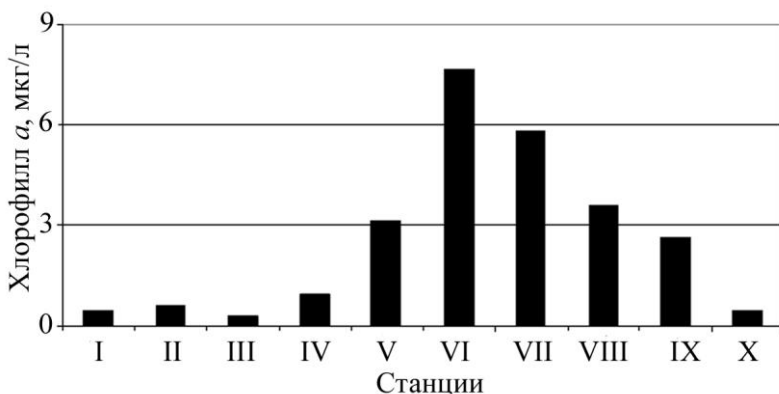
<i>Дата</i>	<i>Тип биотопа</i>	<i>n</i>	<i>Хл а</i>	<i>Хл b</i>	<i>Хл с</i>
<b>23-25.06</b>	<b>Открытая вода</b>	12	0,46±0,14	0,10±0,06	0,10±0,02
	<b>Заросли</b>	7	3,47±1,90	1,01±0,53	0,70±0,52
	<b>Все озеро</b>	19	1,57±0,95	0,43±0,28	0,32±0,23
<b>1-2.09</b>	<b>Открытая вода</b>	8	2,73±0,76	0,64±0,25	0,38±0,09
	<b>Заросли</b>	5	5,26±3,19	0,60±1,65	1,03±0,86
	<b>Все озеро</b>	13	3,70±1,41	0,63±0,61	0,63±0,36
<b>В целом</b>	<b>Открытая вода</b>	20	1,37±0,58	0,31±0,16	0,21±0,07
	<b>Заросли</b>	12	4,21±1,72	0,84±0,72	0,84±0,45
	<b>Все озеро</b>	32	2,44±0,73	0,51±0,21	0,45±0,17

Примечание: n – число проб. Показаны средние значения ± доверительные интервалы при уровне значимости 95%.

Наибольшая концентрация хлорофилла "а" наблюдалась в зарослях водной сосенки (7,66 мкг/л в июне и 8,12 мкг/л – в сентябре) и хары (соответ-

ственно 5,83 и 7,54 мкг/л). В сентябре к этим значениям была близка концентрация хлорофилла в зарослях тростника на западном берегу озера (8,07 мкг/л). Наименьшие значения наблюдались в июне в зарослях рогоза (0,47), а в сентябре – тонколистных рдестов (1,06 мкг/л) (рис. 11).

Судя по низким концентрациям пигментов в пелагической части озера в июне, развитие фитопланктона в озере в этот момент соответствовало фазе "чистой воды" – периоду закономерной сезонной перестройки биотических комплексов с "весенних" сообществ на "летние". Она связана с началом развития зоопланктона, который интенсивно питается фитопланктоном "весенних" сообществ, в то время как развитие "летних", устойчивых к выеданию, видов еще недостаточно. Это временное преобладание выедания фитопланктона над его размножением приводит к его низкому обилию, доминированию подвижных жгутиковых форм и быстрой смене видового состава. В быстрее прогреваемой прибрежной зоне, особенно в зарослях макрофитов, эта фаза уже была пройдена, и развитие фитопланктона уже соответствовало уровню имеющихся биогенных элементов – т.е. не контролировалось зоопланктоном.



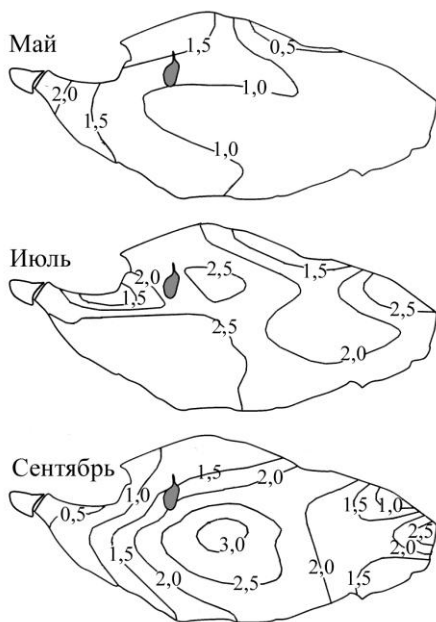
**Рис. 11.** Концентрации хлорофилла "а" на различных станциях оз. Кандры-Куль в июне 2010 г. Номера станций – см. рис. 2: ст. II и III – пелагиаль, ст. I - открытая литораль, ст. IV-X – заросшая литораль.

Станции заросшей литорали с глубиной 2-2,5 м, с зарослями: ст. IV – рдеста пронзеннолистного; ст. V – шелковника (лютика водяного); ст. VI – водяной сосенки; ст. VII – хары; ст. VIII – тростника; ст. IX – рогоза узколистного (западный берег); ст. X – то же, восточный берег

**Распределение хлорофилла "а" в 2012 г.** В течение 2012 г. концентрация хлорофилла "а" колебалась в пределах от 0,42 до 22,7 мкг/л; последнее значение было зарегистрировано в июле в прибрежной зарослевой зоне в западной части озера, вблизи ст.13 (табл. 14). Следующая в порядке убывания концентрация (также в зарослевой зоне) составляла 6,0 мкг/л, а 50% всех значений концентрации содержались в диапазоне 1,06-2,30 мкг/л.

**Таблица 14.** Содержание хлорофиллов и феофитина "а" в планктоне в 2012 г.

	<i>Общий Хл "а"</i>	<i>Общий Хл "б"</i>	<i>Общий Хл "с"</i>	<i>Доля феофитина</i>	<i>Активный Хл "а"</i>	<i>Феофитин "а"</i>
<b>Май</b>						
<b>Пелагиаль</b>	1,23	0,36	0,26	0,35	0,93	0,55
<b>Литораль</b>	1,21	0,38	0,26	0,25	1,03	0,36
<b>в т.ч.: юг</b>	1,16	0,35	0,27	0,25	0,97	0,37
<b>запад</b>	2,26	0,69	0,34	0,23	1,96	0,61
<b>север</b>	1,12	0,36	0,25	0,23	0,97	0,32
<b>восток</b>	0,70	0,23	0,22	0,30	0,58	0,25
<b>Заросли</b>	3,45	1,04	0,44	0,24	2,98	0,95
<b>Все озеро</b>	1,26±0,19	0,38±0,06	0,26±0,03	0,30±0,04	1,02±0,16	0,45±0,1
<b>Июль</b>						
<b>Пелагиаль</b>	2,38	0,69	0,73			
<b>Литораль,</b>	2,17	0,84	0,76			
<b>в т.ч.: юг</b>	2,35	0,74	0,60			
<b>запад</b>	3,00	0,95	0,38			
<b>север</b>	1,62	0,84	0,95			
<b>восток</b>	2,61	1,05	0,98			
<b>Заросли</b>	4,24	1,20	0,40			
<b>Все озеро</b>	2,95±1,11	0,95±0,3	0,76±0,14			
<b>Сентябрь</b>						
<b>Пелагиаль</b>	1,63	0,45	0,29	0,31	1,31	0,62
<b>Литораль,</b>	1,31	0,36	0,23	0,25	1,15	0,32
<b>в т.ч.: юг</b>	1,57	0,45	0,25	0,21	1,39	0,38
<b>запад</b>	0,63	0,19	0,06	0,40	0,47	0,29
<b>север</b>	1,21	0,38	0,23	0,34	1,03	0,36
<b>восток</b>	1,40	0,30	0,23	0,24	1,22	0,35
<b>Заросли</b>	0,80	0,21	0,08	0,44	0,60	0,38
<b>Все озеро</b>	1,48±0,24	0,41±0,07	0,25±0,05	0,30±0,05	1,23±0,23	0,49±0,10
<b>Год в целом</b>						
<b>Пелагиаль</b>	1,76	0,50	0,43			
<b>Литораль,</b>	1,58	0,54	0,43			
<b>в т.ч.: юг</b>	1,76	0,54	0,40			
<b>запад</b>	1,86	0,58	0,24			
<b>север</b>	1,32	0,53	0,48			
<b>восток</b>	1,63	0,53	0,47			
<b>Заросли</b>	1,93	0,58	0,22			
<b>Все озеро, среднее</b>	1,93±0,43	0,59±0,12	0,43±0,07	0,3±0,02	1,13±0,11	0,47±0,06
<b>Min</b>	0,42	0,09	0,00	0,02	0,14	0,02
<b>Max</b>	22,74	6,11	2,20	0,79	2,98	1,65

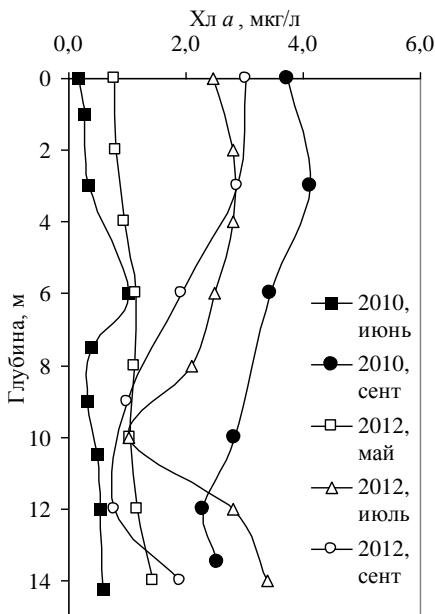


**Рис. 12.** Пространственная и временная изменчивость содержания хлорофилла "а" в озере в 2012 г.

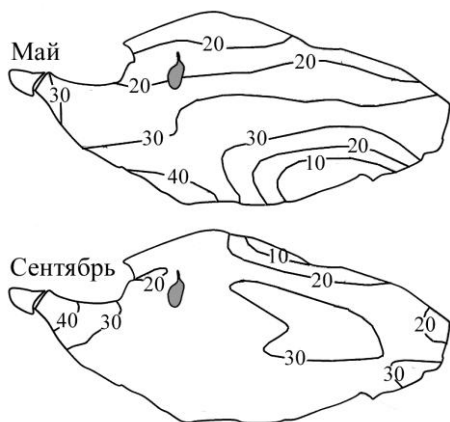
Наименьшая средняя концентрация хлорофилла "а" наблюдалась в мае (табл. 14); в июне она возросла почти в 2,5 раза, до 3 мг/л. При этом в зоне открытой воды (пелагиаль и открытая литораль) увеличение было намного менее значительным, от 1,22 до 2,28 мкг/л. В оба месяца наибольшие концентрации хлорофилла наблюдались в зонах зарослей. В сентябре концентрация хлорофилла вновь снизилась, причем в наибольшей степени – именно в зарослевой зоне. Заметно снизились также концентрации хлорофилла в прибрежной зоне, особенно в западной части озера. Однако в центральной части озера, на ст. 2 и 3, концентрация хлорофилла была даже несколько выше, чем в июле (рис. 12).

Распределение хлорофилла по открытой части акватории было неравномерным: в мае его концентрация была наибольшей в западной части; в июле – в прибрежье, прилегающем к населенным пунктам, а в сентябре – в центральной пелагической части озера (рис. 12). Высокая концентрация хлорофилла в сентябре на ст. 10 на восточном берегу озера связана, видимо, с ветровым взмучиванием водорослей бентоса и перифитона; на двух других станциях этой зоны (ст. 9 и 11) концентрация была значительно ниже (рис. 12).

**Вертикальный профиль хлорофилла "а".** Если в 2010 г. в вертикальном распределении хлорофилла "а" обнаруживался максимум на глубине, близкой к прозрачности воды по диску Секки, то в 2012 г. такой максимум был очень слабо выражен в июле и отсутствовал в остальные месяцы исследования (рис. 13). В мае концентрация хлорофилла слабо увеличивалась от поверхности к глубине 6 м, затем оставалась постоянной до 10 м и вновь возрастала ко дну. В сентябре, напротив, она была максимальной в поверхностном слое. И в июле, и в сентябре концентрация хлорофилла снижалась ниже глубины 3-4 м, достигала минимума на глубине 10-12 м, и вновь возрастала к придонному слою. Повышение концентрации хлорофилла "а" в придонном слое объясняется оседанием клеток фитопланктона; характер вертикального распределения в эпилимнионе связан, видимо, с различиями в скорости роста фитопланктона на разных горизонтах в разные месяцы.



**Рис. 13.** Вертикальное распределение хлорофилла "а" в пелагиали.



**Рис. 14.** Пространственная и временная изменчивость содержания феофитина "а" в 2012 г.

наивысшие относительные количества феофитина наблюдались в придонном слое пелагических станций и на некоторых станциях в зоне зарослей. В поверхностном слое на пелагических станциях максимальные значения были характерны для прибрежной зоны – ст.1 в мае и ст. 13 в сентябре. Т.о. повышенное содержание продуктов распада хлорофилла было связано, как и следовало ожидать, с отмиранием фитопланктона в придонном слое и ресуспендированием отмершей фитомассы в прибрежной зоне.

**Дополнительные светособирающие пигменты.** Хлорофиллы "b" и "c" являются светособирающими пигментами разных групп водорослей (Хл "b" – у зеленых и эвгленовых водорослей, Хл "c" – у диатомовых, криптофитовых, динофитовых и некоторых др.). Поэтому их содержание в сестоне, а также содержание продукта распада хлорофилла "a" – феофитина "a", является важной характеристикой фототрофного планктонного сообщества. Абсолютные величины концентраций этих пигментов показаны в табл. 13-15, а относительные (в % от концентрации "общего" хлорофилла "a") – на рис. 14. Как видно из таблиц, содержание феофитина составляет в среднем около 30% общего хлорофилла "a" при очень значительных колебаниях – от почти полного отсутствия до 80%.

Среднее за весь период наблюдений содержание вспомогательных пигментов – хлорофиллов "b" и "c" составило 31 и 22%, соответственно, причем если последний не был обнаружен в одной пробе, то содержание первого не опускалось ниже 14,8%. Их постоянное присутствие в значительных концентрациях свидетельствует о высоком вкладе этих групп в состав фитопланктона и слабом развитии цианобактерий, которые лишены этих пигментов.

тов. В 2010 г. и средняя величина (24%), и дисперсия относительного содержания Хл "b" было достоверно (при  $p < 0.01$ ) ниже, чем в 2012, а межгодовые различия относительного содержания Хл "c" были недостоверны.

**Таблица 15.** Содержание минорных хлорофиллов "b" и "c" и феофитина "a" в % от содержания хлорофилла "a" в планктоне оз. Кандры-Куль

	<i>2010 г.</i>			<i>2012 г.</i>			
	<i>Июнь</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь год</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь год</i>
<b>Феофитин "a"</b>	–	–	–	29,8	–	30,4	30,1
				2,3-58,4		8,6-78,8	2,3-78,8
<b>Хл "b"</b>	23,3	25,7	24,2	30,1	34,4	28,4	31,0
	1,8-72,5	15,2-34,2	1,8-72,5	20,7-43,6	14,8-62,4	17,4-42,2	14,8-62,4
<b>Хл "c"</b>	23,3	14,1	19,6	22,1	29,2	16,1	22,6
	0,9-64,6	9,4-20,5	0,9-64,6	12,7-38,0	8,1-48,6	0-29,8	0-48,6

Примечание. Над чертой – средние значения, под чертой – пределы вариации.

## ГЛАВА 5

### ТРОФИЧЕСКИЙ СТАТУС ОЗЕРА

Одной из серьезнейших проблем, связанных с ростом населения и промышленным развитием территорий является антропогенное эвтрофирование внутренних водоемов. Процессы эвтрофирования приводят к многочисленным нежелательным изменениям экосистем рек и озер, главное из которых – "цветение" воды, в т.ч. токсичными видами водорослей, и вызываемое им ухудшение качества воды для ее хозяйственного и рекреационного использования. В связи с мобильностью населения и хозяйственным освоением территорий, антропогенному эвтрофированию подвергаются водоемы даже малозаселенных территорий; при этом сельскохозяйственная и рекреационная активность на водосборах рек и озер является источником плохо контролируемого и учитываемого диффузного загрязнения.

Анализ данных Росприроднадзора по респ. Башкортостан за последнее десятилетие (Государственный доклад..., 2009-2012) показывает, что основной угрозой для экосистемы озера Кандры-Куль является не загрязнение его токсическими веществами, а эвтрофикация, главной причиной которой является сельскохозяйственная деятельность на водосборе и резко возросшая в последние 10-15 лет интенсивность рекреационного использования озера и прибрежной территории. Все это заставляет опасаться ухудшения экологического состояния и деградации экосистемы этого уникального водоема.

На основании полученных данных по содержанию биогенных элементов, прозрачности воды и концентрации хлорофилла "а", был оценен трофический статус озера с использованием классификаций Карлсона (Carlson, 1977) и OECD (Семенченко, Разлуцкий, 2010).

Основной показателем – содержание общего фосфора – в июне 2010 г. не превышало 25 мкг/л, что позволило отнести озеро к олиготрофному уровню продуктивности. Прозрачность воды в июне 2010 г. составляла около 7 м, что также характерно для чистых олиготрофных озер; однако в сентябре она снизилась до 3 м, что, отчасти, было обусловлено ресуспендированием донных осадков из-за штормовой погоды на акватории. По содержанию хлорофилла "а", озеро в целом относилось к нижней части мезотрофной зоны; среднее значение индекса трофического состояния Карсона (TSI, Carlson, 1977) составило  $33,6 \pm 3,8$ , причем в сентябре было значительно выше, чем в июне (табл. 16).

В 2012 г. среднее содержание хлорофилла "а" осталось на уровне 2010 г. Однако содержание фосфора возросло почти вдвое, а величина прозрачности воды за все время наблюдений не превышала 6,2 м. Рассчитанные по измеренным величинам значения индекса трофического состояния, TSI (Carlson, 1977) показаны в табл. 16. Как видно из этих результатов, значения индекса трофического состояния, рассчитанные по разным показателям, заметно различаются; при этом TSI по содержанию фосфора (TSI<sub>p</sub>) значительно превышает показатели по содержанию хлорофилла (TSI<sub>c</sub>) и по прозрачности воды (TSI<sub>s</sub>).

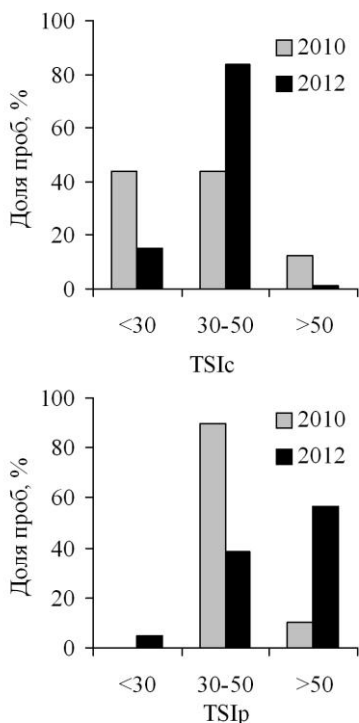
**Таблица 16.** Индексы трофического статуса в оз. Кандры-Куль

<i>Биотон</i>	<i>TSIc</i>	<i>TSIp</i>	<i>TSIs*</i>	<i>Биотон</i>	<i>TSIc</i>	<i>TSIp</i>	<i>TSIs*</i>
2010				2012			
Июнь				Май			
Пелагиаль	22,32	42,64	32,95	Пелагиаль	30,73	51,95	41,13
Литораль	36,82	41,47		Литораль	31,39	46,61	
Все озеро	28,42	42,15	32,95	Заросли	42,72	43,58	
				Все озеро	32	49,2	41,1
Сентябрь				Июль			
Пелагиаль	39,46	–	49,65	Пелагиаль	39,24	59,62	37,66
Литораль	43,64	–		Литораль	37,84	60,54	
Все озеро	41,07	–	49,65	Заросли	48,83	63,1	
				Все озеро	39,3	61	37,7
Весь период				Сентябрь			
Пелагиаль	29,53	42,64	44,08	Пелагиаль	38,02	44,76	40,23
Литораль	39,44	41,47		Литораль	31,8	44,31	
Все озеро	33,56	42,15	44,08	Заросли	27,64	47,56	
Min	13,37	33,23	32,95	Все озеро	33,2	45,7	40,2
Max	51,11	52,42	55,15	Весь период			
				Пелагиаль	36	52,11	39,67
				Литораль	33,83	50,9	
				Заросли	36,38	52,3	
				Все озеро	35	52,3	39,7
				Min	22,1	23,9	35,4
				Max	61,2	67,5	43,2

Примечание: \* - В литоральной зоне прозрачность превышала глубину станций, поэтому расчет *TSIs* невозможен. "-" – нет данных

При  $TSI < 30$  водоем относится к олиготрофному типу, от 30 до 50 – мезотрофному, а более 50 – эвтрофному (Carlson, 1977). В 2010 г. доли проб с *TSIc*, относящимся к олиго и мезотрофному статусу, были близки. В 2012 г. число проб с мезотрофным уровнем возросло в 1,9 раза, а средний *TSIc* увеличился по сравнению с 2010 г с  $33,6 \pm 3,8$  до  $35,0 \pm 0,8$ . Это изменение статистически не достоверно при уровне значимости 95% ( $p_{\text{пор}} = 0,35$ ), но, вероятно, отражает тенденцию к увеличению трофического статуса. Изменение соотношения числа проб в сторону увеличения трофности прослеживается и по величине *TSIp* (рис. 15).





**Рис. 15.** Доля проб, относящихся к различному трофическому статусу по классификации Карлсона, в 2010 и 2012 гг.

**Таблица 17.** Пороговые уровни показателей, используемые при классификации трофического статуса озер по схеме OECD

<i>Трофический статус</i>	<i>Актуальная/средняя концентрация хлорофилла "а"</i>	<i>Максимальная концентрация хлорофилла "а"</i>	<i>Концентрация общего фосфора</i>	<i>Прозрачность</i>
<b>Ультраолиготрофный</b>	<1	<2,5	<4	>12
<b>Олиготрофный</b>	1–2,5	2,5-8	4–10	6–12
<b>Мезотрофный</b>	2,5–8	8-25	10–35	3–6
<b>Эвтрофный</b>	8–35	25-75	35–100	1,5–3
<b>Гиперэвтрофный</b>	>35	>75	>100	<1,5

Из табл. 18 видно, что содержание хлорофилла в большей части проб и в целом за год, и в каждый из месяцев исследования, соответствует олиготрофному статусу. По концентрации общего фосфора в мае и сентябре большинство проб соответствует мезотрофному состоянию, однако в июле его концен-

Средневзвешенное значение TSI по всем показателям и всем станциям в 2010 г. составило 37,2 (KB=28,1%), а в 2012 – 43,3 (KB=26,9%). Это позволяет уверенно отнести озеро к мезотрофным водоемам.

Еще одна схема классификации трофического статуса озер, OECD (Семенченко, Разлуцкий, 2010), определяет границы концентраций хлорофилла "а", общего фосфора и прозрачности по диску Секки, соответствующие тому или иному трофическому статусу (табл.17).

По величине прозрачности воды (4,15 м), максимальной концентрации хлорофилла "а" (22,7 мкг/л) и среднегодовой концентрации общего фосфора (30,9 мкг/л) озеро в соответствии с классификацией OECD следует отнести к мезотрофному типу. Однако, по среднегодовой концентрации хлорофилла "а" (1,93 мкг/л) оно оказывается олиготрофным. В табл. 18 показано, в какой доле проб (%) обнаружены показатели, соответствующие тому или иному трофическому статусу по разным параметрам.

трации во всех пробах воды превышают порог в 35 мкг/л и относятся к эвтрофной зоне.

Таким образом, большинство критериев указывает на мезотрофный статус озера, что соответствует данным по TSI. Однако, концентрация фосфора в озере (указывающая на потенциальную продуктивность) несколько выше, а хлорофилла (реализованная продуктивность) – ниже, и, как и в 2010 г., соответствует олиготрофным условиям.

**Таблица 18.** Доля проб (%), относящихся при классификации по схеме OECD к тому или иному трофическому статусу

<i>Трофический статус</i>	<i>2010 г.</i>			<i>2012 г.</i>			
	<i>июнь</i>	<i>сент.</i>	<i>весь год</i>	<i>май</i>	<i>июль</i>	<i>сент.</i>	<i>весь год</i>
<b>По концентрации хлорофилла</b>							
<b>Ультраолиготрофный</b>	68,4	7,7	43,8	35,3	0,0	26,5	20,0
<b>Олиготрофный</b>	5,3	30,8	15,6	61,8	59,5	61,8	61,0
<b>Мезотрофный</b>	26,3	53,8	37,5	2,9	37,8	11,8	18,1
<b>Эвтрофный</b>	0,0	7,7	3,1	0,0	2,7	0,0	1,0
<b>гиперэвтрофный</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>По концентрации общего фосфора</b>							
<b>Ультраолиготрофный</b>	0,0			0,0	0,0	6,1	2,0
<b>Олиготрофный</b>	5,3			14,7	0,0	6,1	6,9
<b>Мезотрофный</b>	94,7			50,0	0,0	78,8	42,2
<b>Эвтрофный</b>	0,0			35,3	100,0	9,1	51,0
<b>Гипертрофный</b>	0,0			0,0	0,0	0,0	0,0
<b>По прозрачности</b>							
<b>Ультраолиготрофный</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>Олиготрофный</b>	100	0	50	0	20	0	6,7
<b>Мезотрофный</b>	0	100	50	100	80	100	93,3
<b>Эвтрофный</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>гиперэвтрофный</b>	0	0	0	0	0	0	0

В 2010 г. озеро по развитию фитопланктона и концентрации хлорофилла "а" четко разделялось на олиготрофную пелагическую зону и мезотрофную зону зарослей, а по концентрации общего фосфора все озеро было слабо мезотрофным. В 2012 г., судя по концентрациям хлорофилла "а", различия между пелагической и зарослевой зоной нивелировались, а концентрации общего фосфора возросли до границы между мезо- и эвтрофной зонами. Возможно, это связано с сильно запоздавшим в 2012 г. развитием макрофитов. Если в 2010 г. уже в июне зона погруженных макрофитов была полностью сформиро-

вана, то в 2012, по неизвестным нам причинам, развитие макрофитов даже в июле было слабым, и они достигли полного развития только в сентябре, когда обычно наблюдается их отмирание. Дефицит макрофитного пояса был отчасти скомпенсирован развитием нитчатых бентосных водорослей р. *Spirogyra* и др. Очевидно, это привело к недоиспользованию фосфора и повышенному развитию фитопланктона в пелагиали.

С 1970-х гг. трофическое состояние озера претерпело заметные изменения, перейдя из олиготрофного состояния в эвтрофное, а затем вновь снизившись до мезотрофного уровня к середине 2000-х гг. (Шкундина, 1983; Гуламанова, Шкундина, 2006; Гуламанова, 2008; Шкундина, Гуламанова, 2008; Маннанова и др., 2010). Наши данные показывают, что трофический уровень озера в 2012 г. заметно возрос, по сравнению с 2010, что, возможно, указывает на окончание периода снижения продуктивности и начало новой фазы роста. Возможно, однако, что данные различия связаны с сильно запоздавшим в 2012 г. развитием макрофитов. В целом, в 2010-2012 гг. трофическое состояние оз. Кандры-Куль находится в пределах диапазона многолетних колебаний и соответствует мезотрофному уровню продуктивности. Однако, выявленные признаки эвтрофирования оз. Кандры-Куль представляют собой серьезный сигнал о неблагоприятных изменениях с точки зрения экологической стабильности и рекреационной привлекательности водоема.

## ГЛАВА 6

### ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ И БАКТЕРИОБЕНТОС

Донные отложения являются важнейшим компонентом водной экосистемы, активно участвующим в процессах круговорота вещества и трансформации энергии в водоеме. Донные отложения также выполняют функцию аккумулятора различных химических соединений и осуществляют их обмен с водной толщей. Поэтому донные осадки играют важную роль, как в самоочищении водоемов, так и во вторичном загрязнении водной толщи различными химическими соединениями, в том числе и токсичными, что в целом оказывает влияние на экологическое состояние водоема. Кроме того, донные отложения служат средой обитания для многочисленных бентосных живых организмов, субстратом для высшей водной растительности (макрофитов). Наиболее многочисленным является донное бактериальное население, или бактериобентос, при участии которого происходят важнейшие биохимические процессы и деструкция органического вещества.

**Методы.** Пробы донных отложений отбирали с поверхностных горизонтов (0-5 см) лотом, имеющим объем захвата 100 см<sup>3</sup>. Температуру, активную реакцию среды (рН) и окислительно-восстановительный потенциал (Eh) в осадках измеряли ртутным термометром и рН-метром непосредственно при отборе проб. Для оценки окислительно-восстановительных условий в илах с учетом активной реакции среды (рН) применяли расчетный показатель, выраженный в  $rH_2$  (определяемый как  $Eh/29 + 2pH$ ) (Кузнецов, Дубинина, 1989). Согласно (Романенко, 1985), анаэробным условиям соответствует интервал  $0 < rH_2 > 12-13$ , микроаэробным –  $12-13 < rH_2 > 18-20$ , аэробным -  $rH_2 > 20$ . В лабораторных условиях определяли влажность грунта (W, %) (Аринушкина, 1970), гранулометрический состав (Буторин и др., 1975; Кузяхметов и др., 2004). На основе гранулометрического анализа проводили идентификацию типов донных отложений по классификации Кленовой М.В. (цитирование по: Зайков, 1960), в основе которой лежит процентное содержание частиц размером  $< 0,01$  мм. Определение потери веса при прокаливании, содержания общего и минерального фосфора, общего железа (лабильные кислотэкстрагируемые формы) проводили широко применяемыми методами (Аринушкина, 1970; Lovley, Phillips, 1986; Новиков и др., 1990). Определение органического вещества ( $C_{орг}$ ) и растворенного органического вещества (РОВ) проводили методом бихроматной окисляемости (Остапеня, 1965; Гигиняк, 1973). Гуминовые соединения определяли гравиметрически после экстракции NaOH и осаждения соляной кислотой (Колешко, 1981). Содержание сульфидов и сероводорода определяли йодометрическим методом, содержание суммарных карбонатов ( $C_k = CO_2 + HCO_3^- + CO_3^{2-}$ ) – объемным после отгонки  $CO_2$  из подкисленного грунта в 0,3 N NaOH (Романенко и др., 1990).

Микроскопический анализ грунтов проводили на микроскопе BIOLAR при увеличении  $\times 100$  или  $\times 150$ .

Общую численность бактерий (ОЧБ) в донных отложениях определяли прямым методом в модификации А.Н. Дзюбана и А.Ю. Горбенко (1989). Для

микробиологических исследований пробы, отобранные из поверхностного (0-5 см) слоя донных отложений, фиксировали 25%-ным раствором глутаральдегида до конечной концентрации в пробе 2,5 %, затем суспензировали в 0,01 М растворе пиродифосфата натрия. Аликвоту суспензии из разведения 1000-2000 фильтровали через поликарбонатные фильтры ("Whatman") диаметром пор 0,2 мкм, предварительно окрашенные судановым черным. Клетки на фильтрах окрашивали раствором флуоресцеинизотиоционата – FITC (Гальченко, 2001). Учет клеток проводили с помощью микроскопа Leica DM5500B при увеличении  $\times 1000$  в 20 полях зрения.

Аэробные сапрофитные бактерии (СБ) выращивали на РПА (Кузнецов, Дубинина, 1989), неспецифические гетеротрофные бактерии – на среде R2A (Reasoner, Geldreich, 1985), сульфатредуцирующие (СРБ) – на агаризованной среде Сорокина (Дзержинская, 2008), целлюлозоразлагающие (ЦРБ) – на агаризованной среде Хатчинсона (Дзержинская 2008). Численность бактерий выражали в количестве колониеобразующих единиц на мл (КОЕ/мл сырого грунта).

При определении численностей железоокисляющих бактерий (Захарова, Парфенова, 2007), анаэробных железовосстанавливающих бактерий (Потехина и др., 2000) и бродильщиков (Дзюбан, 1993) на жидких средах использовали метод предельных разведений. Численность определяли по наличию/отсутствию визуального роста в соответствии с (Руководство к практическим..., 1983).

Экологическое состояние водоема оценивали по шкале экологических модификаций (табл. 19) по показателям бактериобентоса (Дзюбан и др., 2005):

**Таблица 19.** Бактериобентос как показатель экологического состояния водоемов

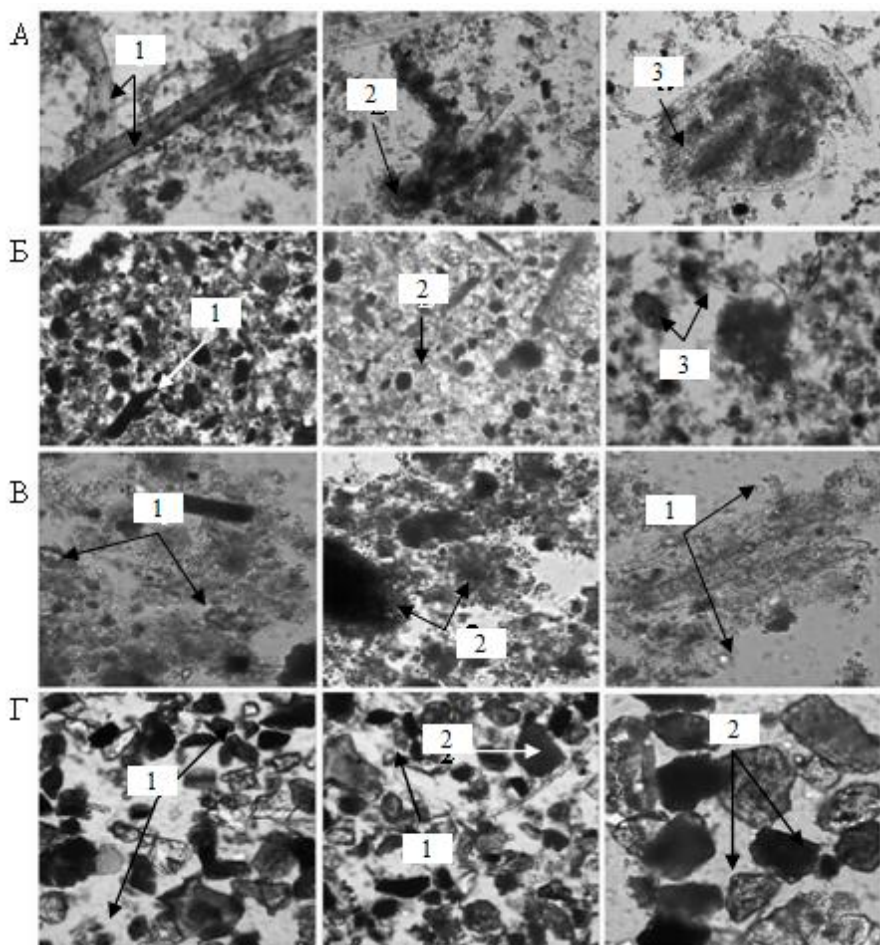
<i>Параметры измерений</i>	<i>Норма</i>	<i>Состояние риска</i>	<i>Предкризисное состояние</i>	<i>Кризис</i>
<b>ОЧБ, кл/см<sup>3</sup></b>	$10^7 - 10^9$	$10^8 - 10^9$	$10^9 - 10^{10}$	$10^8 - 10^{11}$
<b>СБ, кл/см<sup>3</sup></b>	$10^3 - 10^4$	$10^4 - 10^5$	$10^5 - 10^6$	$< 10^4 - 10^7$
<b>СБ/ОЧБ, %</b>	$< 0,01$	$0,01 - 0,1$	$0,1 - 1,0$	$0,1 - > 1$
<b>СРБ, кл/см<sup>3</sup></b>	$< 10^2$	$10^2 - 10^3$	$10^3 - 10^5$	$10^6 - 10^7$

### Общая характеристика донных отложений

**Типы донных отложений в оз. Кандры-Куль.** На основании грунтовых съемок 2010 г. и 2012 г. в оз. Кандры-Куль идентифицируются два основных типа донных отложений: мелкозернистые пески и илы. Среди разновидностей илов выделяются песчанистые, алевритовые, тонкодисперсные серые и черные илы (рис. 16).

В качестве особенностей донных отложений можно отметить разнообразие основных типов осадков и специфику их пространственного распределения. Так, в зарослях тростника в районе ст. 10, 13, 14 на глубинах  $\approx 1$  м дно покрыто друзами дрейсены. В зонах обильного развития водной растительности

формируются *макрофитные* илы. В литоральных илах, где, как правило, преобладает растительный детрит, в микроструктуре ила в массе обнаруживаются остатки зоопланктона.



**Рис. 16.** Микрофотографии илов из разнотипных участков оз. Кандры-Куль в июне 2010 г. А – мелкоалевритовый ил; литораль на глубине 2,5 м в зарослях рдестов (увеличение –  $\times 200$ ): 1, 3 – полуразложившиеся остатки растений и зоопланктона, 2 – тонкодетритные частицы; Б – песчанисто-алевритовый ил, пелагиаль на глубине 7,5 м (увеличение –  $\times 100$ ): 1 – грубый детрит, 2 – тонкий детрит, 3 – алевритовые частицы; В – мелкоалевритовый ил; пелагиаль в зоне максимальной глубины – 14,5 м (увеличение –  $\times 400$ ): 1 – алевритовые частицы, 2 – разложившиеся тонкие остатки детрита, происхождение которых невозможно установить; Г – мелкий песок; мелководье восточного берега в зарослях рогоза (увеличение  $\times 200$ ): 1 – алевритовые частицы, 2 – песчаные частицы

Тонкодисперсные пелагические черные и серые илы, в зависимости от локализации, характеризуются изменением соотношений алевритово-пелитовых фракций. Кроме того, обращает на себя внимание разнообразие структуры

тонких илов: в них присутствуют маслянистые и коллоидные образования, включения оливкового, зеленого, коричневого, рыжего цвета.

На всех пелагических станциях, за исключением самой глубоководной станции с глубиной 15-16 м обнаружены друзы дрейсены. Пески, в зависимости от места залегания, проявляют разную степень заиленности. Следует отметить, что в течение сезона морфотип илов может значительно меняться в связи с накоплением в них детритного материала. Особенно это касается песков, которые сильно заиливаются к осени.

На отдельных участках водоема выявлены зоны с интенсивными деструкционными процессами метанообразования и сульфатредукции. Так, в восточном секторе в илах с обильными зарослями хары (в районе ст. 8 и 9) обнаружены сильно газифицирующие илы с запахом ацетилена. В илах западного побережья наблюдается осеннее массовое разложение макрофитов, сопровождающееся выделением сероводорода.

**Распределение отложений по площади дна.** Выявленные типы донных отложений распределяются по территории донного ложа определенным образом (табл. 20).

На станциях северного побережья озера залегают серые мелкозернистые пески.

Для восточного берега характерны серые песчанистые илы, включающие растительные фракции. В сентябре 2010 г. в зарослях рогоза в районе ст. 10 на глубинах 0,7 – 1 м был обнаружен серый мелкозернистый песок, жирный, с запахом сероводорода. В структуру осадка входили мелкие слабо разложившиеся фрагменты водной растительности.

На западном побережье развиты илы с дрейсеной и остатками макрофитов.

На южном побережье водоема формируются серые мелкопесчанистые (ст. 6) и черные тонкодисперсные илы (ст. 1, 12).

В пелагической части водоема (ст. 2-4, 7, 15) развиваются тонкодисперсные серые и черные илы.

Наибольшим разнообразием морфологических проявлений донных отложений представлен западный берег озера: серые и коричневые мелкозернистые пески, серые и черные макрофитные, дрейсеновые, алевритовые и тонкодетритные илы.

Таким образом, для пространственного распределения донных отложений отмечается распространенность песков в северной части озера, тенденция увеличения дисперсности в глубоководных пелагических илах, заиленность песков в литоральных участках водоема, преобладание растительного компонента в зарослях макрофитов. По сравнению с 2010 г., в донных отложениях литоральных участков южного и восточного берега в микроструктуре илов отмечается увеличение содержания тонких фракций, что свидетельствует об их заилении.

**Механический состав определяет** плотность и влагоемкость донных отложений, а также способность грунтов к водообмену (Бреховских, 2006) и скорости диффузии веществ, что влияет на скорость реакций, физико-химического обмена и биологические процессы в грунтах. Механический состав грунтов является основой типизации донных отложений.

**Таблица 20.** Характеристика типов донных отложений оз. Кандры-Куль

№ станции*	Биотоп	Тип осадков	Характеристика структуры донных отложений
<b>Южный берег</b>			
1 2,3 м	Дно покрывает роголистник, рдест, сосенка	Черный ил	Алевритово-пелитовый ил; остатки полуразложившихся макрофитов и зоопланктона; тонкий растительный детрит
I (2,5 м)	Заросли рдеста пронзеннолистного	Серый мелкоалевритовый ил	Мягкий, пастообразный ил с детритными фрагментами растительности и зоопланктона. Содержит белые крупинчатые вкрапления и створки дрейсены. В сентябре - черный ил с преобладанием полуразложившегося растительного материала.
6 (3 м)	На дне - остатки макрофитов, дрейсена	Темно-серый мелкопесчанистый ил	Мягкий ил с зелено-коричневым наилком. Много грубого растительного детрита. К осени формируется тонкая пелитовая фракция
12 (2,6 м)	На дне развивается роголистник	Черный тонкодисперсный ил	Однородный мягкий ил с преобладанием пелитовой фракции; тонкий растительный детрит; присутствует запах сероводорода
12 (1,8 м)	Заросли сосенки	Черный пелитовый ил	Жирный ил с серо-зеленым рыхлым наилком; тончайший обильный растительный детрит
<b>Восточный берег</b>			
9 (1,9 м)	Вегетируют хара, мхи, пузырчатка. Интенсивное газообразование с запахом ацетилена	Темно серый пелитово-алевритовый ил	Мягкий ил с коричневым наилком; много тонкого и грубого растительного детрита; обильные остатки трубчатых растительных тканей, зоопланктона, беспозвоночных, дрейсены.
10 (2,2 м)	На дне - заросли урути, нитчатки, пузырчатки; единичные дрейсены	Серый макрофитный ил – в мае. В сентябре – черный алевритово-пелитовый ил.	В мае в иле преобладает алеврит и жесткие фрагменты ракушечника. В осеннем иле увеличивается количество пелита и тонкого растительного детрита. Осенний ил содержит створки дрейсен.
10 (1,5 м)	Заросли тростника, сосенки, роголистника рдеста	Темно-серый песчанистый ил с раковинами дрейсен	Ил содержит грубый растительный детрит, тонкие короткие волоски; осенью формируется черный ил с преобладанием пелитовой фракции
X (0,7-1 м)	Заросли рогоза	Серый мелкозернистый песок	Песок жирный, с грубодетритными растительными фрагментами; в сентябре имел запах сероводорода.
11 (2,4 м)	Заросли сосенки	Серый алевритово-мелкопесчанистый ил с белыми вкраплениями	Ил с коричневым наилком, в толще – многочисленные мелкие фрагменты ракушечника и растительных тканей. Осенний ил – черный тонкодетритный с серо-зеленым наилком
<b>Северный берег</b>			
5 (2,4 м)	Дно покрыто пузырчаткой, харой, рдестом	Темно серый мелкозернистый песок	Песок содержит растительный детрит, панцирные фрагменты зоопланктона, экземпляры дрейсен; к осени заиливается
5А (2,4 м)	Сток. Много осколков дрейсен	Серый мелкозернистый песок	Сверху - окисленный коричневый слой; в песке содержатся растительные и хитиновые фрагменты
8 (2,1 м)	На дне – хара; ил с запахом ацетилена	Серый глинистый мелкозернистый песок	Плотный песок с коричневыми прослоями, много мелких створок дрейсен, растительных корневищ, грубого растительного детрита
17 (2,1 м)	На дне дрейсена, заросли сосенки, роголистника	Темно-серый мелкозернистый песок	Грунт с рыжим наилком; преобладает грубый растительный детрит, хитиновые фрагменты; много осколков створок моллюсков



**Таблица 20.** Продолжение.

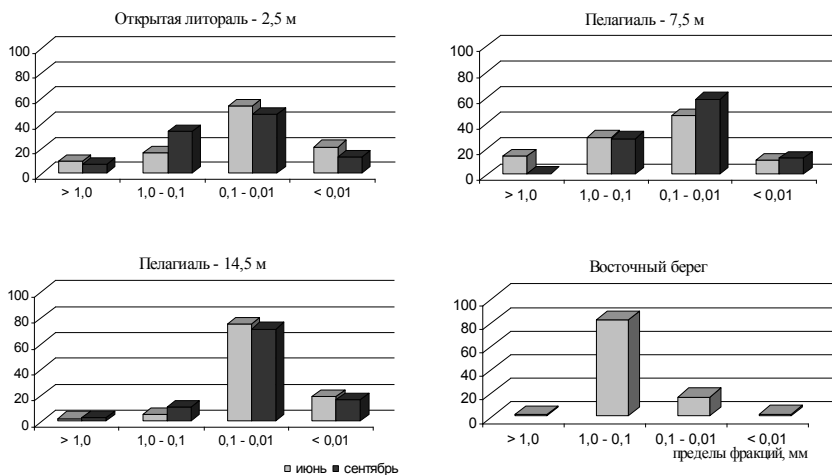
№ Станции	Биотоп	Тип осадков	Характеристика структуры донных отложений
17 (1 м)	Заросли тростника	Серый мелкий песок	Следы детрита. Обитает дрейсена.
<b>Западный берег</b>			
13 (2,1 м)	На дне заросли хары	Серый полужидкий ил	В структуре ила: детрит, алевроит, мелкие жесткие растительные фрагменты
13 (0,75 м)	Заросли тростника и хары	Серый ил с раковинами дрейсены	Преобладает растительный детрит; осенью формируется черный пелитовый ил
14 (2,2 м)	На дне вегетирует хара	Серый ил с раковинами дрейсены	Тонкий и грубый растительный детрит с запахом сероводорода
14 (1 м)	Заросли тростника;	Серый ил с дрейсенной	Преобладает грубый растительный детрит и фрагменты разложившихся макрофитов
16 (2,8 м)	На дне заросли хары; развиваются моллюски	Серый средний плотный песок – в мае, в сентябре – черный тонкий ил.	В осеннем иле основную массу составляет пелит и тонкий детрит, включающий мягкие корни и нежные растительные тяжи. Присутствует запах сероводорода.
16 (0,5 м)	Заросли тростника	Плотный рыже-коричневый песок, мелкозернистый	Алевроитовые частицы слеплены тонким детритом; много мелких растительных остатков; к осени песок заливается
<b>Центральная часть озера (пелагиаль)</b>			
2 (8,8 м)	Обитают дрейсены	Черный тонкодисперсный ил	В толще ила - серые и оливковые пятна, сверху - тонкая коллоидная пленка окисленного Fe
II (7,5 м)	Обитают дрейсены	Серый мягкий песчанисто-алевроитовый ил	Присутствует гнилостный запах. В сентябре изменяется цвет ила: появляются черные прослойки и пятна оливкового и коричневого цвета.
3 (15,3 м)	Однородный биотоп	Темно-серый тонкодисперсный ил	Маслянистый, нежный пелитовый ил; на поверхности коричневые вкрапления; обилие тонкого детрита.
III (14,5 м)	Однородный биотоп	Темно-серый тонкодисперсный ил	Ил блестящий, мягкий с коричневыми и черными прослоями. В более глубоких слоях преобладают коричневые прослойки. В сентябре ил становится темно-серым с оливковыми пятнами.
4 (8 м)	Обитают дрейсены	Серый ил, тонкоалевроитовый	Ил с коричневым наилком, содержит разложившиеся остатки зоопланктона
7 (9,2 м)	Массовое развитие дрейсен	Темно-серый тонкодисперсный ил с дрейсенной	Пелитовый ил с железистыми прослоями, содержащий растительный и зоопланктонный детрит
15 (7,7 м)	Встречается дрейсена	Серый тонкодетритный ил	Пелитово-алевроитовый ил с коричневым наилком и обильным тонким детритом

Примечание: \* – в скобках указана средняя глубина станции в июне и сентябре 2010 г. и в мае, июле и сентябре 2012 г. Номера станций – см. рис. 1.

Гранулометрический состав донных отложений оз. Кандры-Куль был исследован в июне и сентябре 2010 г. в литоральных и пелагических участках озера (рис. 17).

Основу механического состава в литоральных илах, расположенных в южном секторе озера и в пелагических илах (47-75%), составляют алевроитовые частицы размером 0,01-0,1 м. На восточном берегу в песках доминирует фракция мелкого песка (82%) с размером частиц 0,1-1 мм. Доля алевроитовой фрак-

ции максимальна и в глубоководных илах. Важное значение для жизнедеятельности донного микробного сообщества имеют тонкодисперсные пелитовые фракции (<0,01-0,05 мм), обладающие высокой степенью сорбции биогенных веществ. Наибольшее содержание тонких фракций характерно для илов, расположенных на мелководье в зарослях рдеста и в зоне открытой литорали на глубинах 2-3 м.



**Рис. 17.** Содержание частиц в механическом составе донных отложений на разнотипных участках оз. Кандры-Куль в 2010 г.

В течение летнего сезона меняется соотношение фракций механического состава, вызванное колебанием гидродинамических характеристик и процессом седиментации детритного материала. На глубинах 2,5 м и 14,5 м происходит снижение процентного содержания алевритовых и пелитовых фракций к осени, а в переходной зоне на глубине 7,5 м, напротив, их содержание увеличивается.

**Физико-химическая характеристика донных отложений.** В табл. 21 представлены средние за месяц значения физико-химических показателей донных отложений на разных участках озера в 2012 г.

**Естественная влажность** характеризует водно-физические свойства грунтов. Содержание влаги находится в функциональной связи с гранулометрическим составом (Выхристюк, Варламова, 2003). В целом, в грунтах озера проявляется известная закономерность увеличения влажности от грубодисперсных осадков к тонким илам. Песчанистые осадки и заиленные пески обладали влажностью 26-65%, из них минимальной – плотный мелкозернистый рыжекоричневый песок. В песчанистых и алевритовых илах влажность изменялась от 60% до 71%, в тонких серых и черных илах – от 64% до 93%. В летние месяцы происходило увеличение влажности по всему профилю водоема. Дальнейшие изменения осенью сопровождалось увеличением или снижением влаги в различных морфотипах осадков, что вызвано пространственно-временной трансформацией отложений, обусловленной особенностями диагенеза (Семе-

нович, 1973), динамикой водных масс, локальными особенностями биотопов.

**Таблица 21.** Среднемесячные значения физико-химических показателей донных отложений оз. Кандры-Куль в мае-сентябре 2012 г.

Показатели	Пелагиаль	Литораль:				
		Северный берег	Восточный берег	Южный берег	Западный берег	Заросли макрофитов
<b>Май</b>						
Глубина, м	10,6	2,2	2,0	2,7	2,3	Не развивались
Температура, °С	10,8	15,2	12,4	13,7	14,6	
pH	7,24	6,95	6,57	6,80	7,05	
гН <sub>2</sub>	11	14	11	12	13	
Влажность, %	67,8	59,5	68,2	60,3	53,4	
Потери при прокаливании, %	12,9	6,3	16,8	12,3	5,2	
Гуминовые в-ва, %	4,2	2,4	3,2	3,5	2,3	
Карбонаты, мг С/г	38,3	40,1	44,1	20,9	31,2	
Fe общ., мг/г	2,88	1,18	1,60	3,03	1,48	
P мин., мкг/г	52,3	48,1	46,8	45,9	45,2	
P общ., мкг/г	226	239	234	213	170	
<b>Июль</b>						
Глубина, м	10,0	2,2	2,3	2,7	2,3	1,1
Температура, °С	16,8	22,5	22,3	21,4	19,7	22,7
pH	6,88	6,95	6,63	6,83	6,65	6,81
гН <sub>2</sub>	12	13	13	11	11	16
Влажность, %	70,6	38,3	80,4	76,2	87,3	58,0
Потери при прокаливании, %	12,9	3,3	11,0	10,8	13,4	7,9
Гуминовые в-ва, %	3,3	3,8	5,4	4,1	5,3	3,7
Карбонаты, мг С/г	34,1	27,3	39,0	21,4	30,4	19,4
Fe общ., мг/г	3,43	0,83	2,54	3,97	2,63	2,52
P мин., мкг/г	46,2	57,0	48,5	63,2	39,0	38,1
P общ., мкг/г	327	281	350	317	384	330
<b>Сентябрь</b>						
Глубина, м	9,0	2,4	2,2	2,5	3,2	0,9
Температура, °С	13,0	13,0	13,4	13,6	13,2	12,7
pH	7,51	7,22	7,15	7,00	7,65	7,49
гН <sub>2</sub>	14	14	13	13	20	17
Влажность, %	70,6	49,4	67,7	62,1	94,2	54,5
Потери при прокаливании, %	18,6	12,2	17,6	14,4	20,6	12,7
Гуминовые в-ва, %	3,34	2,99	3,55	3,72	6,16	3,7
Карбонаты, мг С/г	31,3	24,4	19,0	18,6	26,1	10,6
Fe общ., мг/г	2,27	0,88	1,53	1,97	4,30	1,48
P мин., мкг/г	43,5	25,5	28,6	29,5	14,8	26,8
P общ., мкг/г	171	218	176	175	203	302

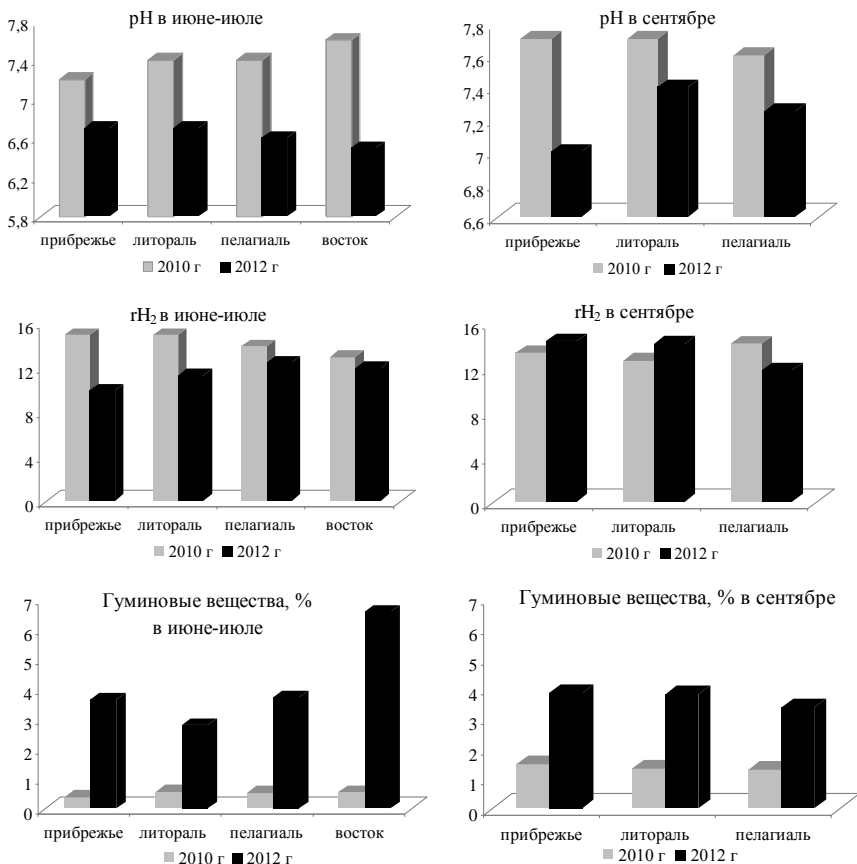
В 2010 г. исследовался объемный вес (отношение веса образца к его объему) грунтов озера. Объемный вес снижается от песков к илам. Так, его значения в песчанистых осадках восточного берега составляли 1,62 г/см<sup>3</sup>, в серых пелагических илах – 1,3 г/см<sup>3</sup>, в макрофитных – 1,2 г/см<sup>3</sup>.

Температура донных отложений с мая по сентябрь 2012 г. на разных станциях озера изменялась от 9,0°C в пелагических илах (в сентябре) до 22,7°C на мелководье (в июле). В июне 2010 г. на глубоководной станции регистрировались минимальные значения температуры – 7,5°C, а в восточных мелководных зарослях рогоза максимальные – 23°C. На участках открытой литорали температура составляла 10-17°C. В среднем, в летние месяцы наиболее прогреваются грунты в мелководьях северо-восточного побережья и зарослях водной растительности.

**Активная реакция среды (рН)** в мае во всех литоральных илах была слабокислая, за исключением западного берега, где она имела нейтральные значения. Для глубоководных пелагических илов характерны в основном нейтральные и слабощелочные значения рН. В летние месяцы, в виду активизации микробиологических процессов, значения активной реакции среды в илах на станциях пелагиали и западного сектора снижались до слабокислых. В литоральных осадках северного, восточного и южного побережья активная реакция среды в летний период изменялась не существенно. В сентябре на всех участках озера отмечалось повышение значений рН до нейтральных и слабощелочных значений.

В июне 2010 г. наблюдались аналогичные закономерности распределения показателя рН вдоль центральной трансекты. Так, на литорали формировались нейтральные илы (рН = 7,2), на глубоководном участке – слабощелочные (рН = 7,4), происходило увеличение активной реакции среды в осенних грунтах до рН = 7,6-7,7. Следует, однако, отметить, что в 2012 г., по сравнению с 2010 г., на одноименных станциях регистрировались более низкие значения активной реакции среды как в летние месяцы, так и в сентябре (рис. 18).

**Окислительно-восстановительные условия** в донных отложениях зависят от типа осадков, глубины залегания, температурного режима, продуктивности, обилия и состава поступлений органического вещества и регламентируются, как известно, биохимическими процессами распада органического вещества (Fetzer, Congrad, 1993). Окислительно-восстановительный потенциал влияет на направленность микробиологических деструкционных процессов. В весенне-летнее время в осадках регистрировались в основном микроаэробные и анаэробные условия по всему донному ложу (табл. 21). Окисленные условия регистрировались только в мае в песках северного побережья и в мелководных зарослях западного сектора. В сентябре в результате понижения температуры и осеннего перемешивания водных масс происходило увеличение  $\text{гН}_2$ , и в илах устанавливались окислительные условия. В грунтах озера наблюдается четкая выраженная тенденция снижения  $\text{гН}_2$  с увеличением глубины, т.е. от открытой литорали к глубоководной зоне. По сравнению с 2010 г., в 2012 г. в летний период регистрировались более низкие значения окислительно-восстановительного потенциала (рис. 18). Снижение показателей рН и  $\text{гН}_2$  в течение двух лет может свидетельствовать об активизации деструкционных бактериальных процессов в илах, что указывает на увеличение поступления органического вещества и других биогенных веществ в донные осадки за период наблюдения.



**Рис. 18.** Активная реакция среды (рН), окислительно-восстановительный потенциал ( $rH_2$ ) и содержание гуминовых веществ на разных биотопах озера Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг. Данные за 2010 г. приводятся за июнь и сентябрь, за 2012 г. – за июль и сентябрь.

**Гуминовые вещества** образуются в донных отложениях в результате анаэробного разложения растительных и животных тканей и служат пищевым субстратом для множества микроорганизмов. Накопление этих веществ свидетельствует об их недостаточном потреблении бактериобентосом. Как показали проведенные исследования, на распределение гуминового вещества влияет генезис и дисперсность илов, глубина биотопов. Так, в июне 2010 г. минимальные значения легкогидролизуемой фракции гуминовых веществ регистрировались в грубодетритных илах на мелководье (0,38%), максимальные – в тонкодисперсных пелагических илах (0,55%). Осенью количество гуминовых веществ в илах увеличилось до 1,27-1,45%, причем максимальное их количество было сосредоточено на мелководье. В данном случае решающим факто-

ром накопления гуминовых веществ на мелководных участках осенью становится их поступление с биомассой разлагающихся водных растений.

За двухлетний период наблюдений 2010-2012 гг. регистрировалось резкое увеличение содержания гуминового вещества в донных отложениях озера в летние месяцы от 0,5% в 2010 г до 4,4 % в 2012 г. (рис. 18). Выявленная тенденция, но в меньшей степени, сохраняется и в осенних илах.

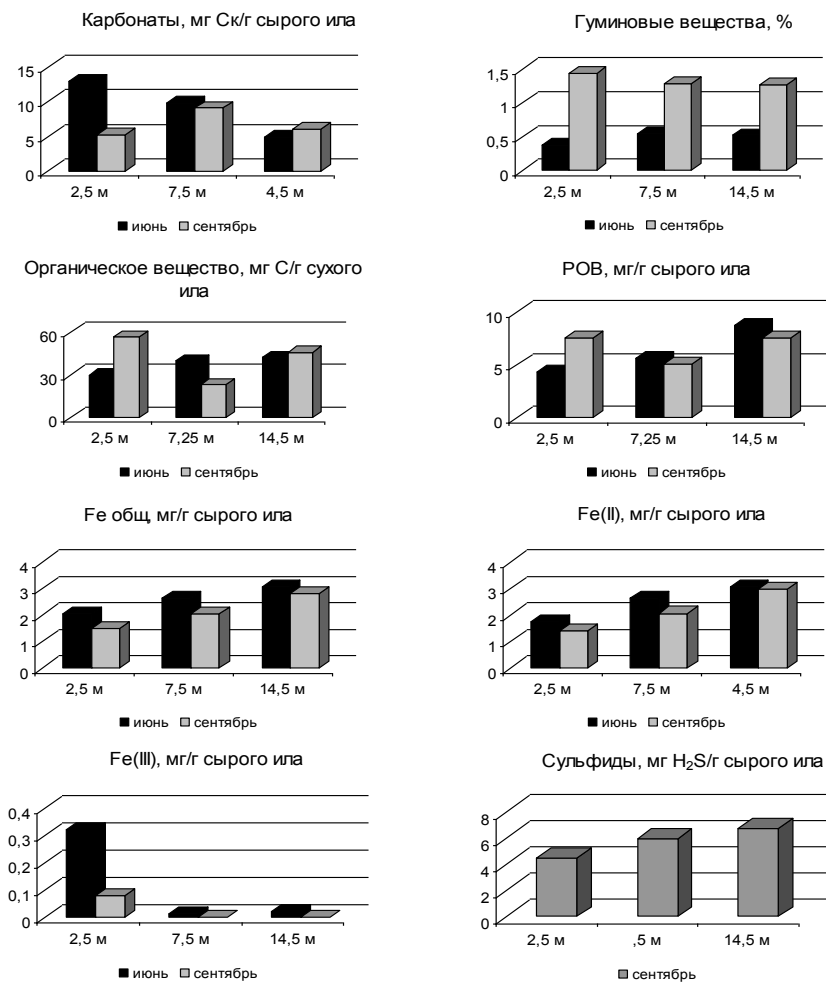
**Органическое вещество** – один из главнейших компонентов донных отложений. Его количество, происхождение, состав и доступность, наряду с окислительно-восстановительным потенциалом, обуславливает развитие в илах тех или иных групп микроорганизмов (Дзюбан, 2010). В июне 2010 г. содержание общего органического вещества (ОВ), определяемого по бихроматной окисляемостью, составляло 30,0 – 42,5 мг  $C_{орг}/г$  сухого ила (рис. 4). В течение сезона значения органического вещества изменялись неравномерно на различных биотопах: к осени его содержание повышалось в литоральной зоне (56,7  $C_{орг}/г$  сухого ила) и в зоне максимальной глубины (46,1  $C_{орг}/г$  сухого ила), а в районе средней глубины, напротив, снижалось (23,3  $C_{орг}/г$  сухого ила). Известно, что накоплению органического вещества в прибрежной зоне способствуют заросли высшей водной растительности, которые существенно обогащают донные отложения как в целом органическим веществом, так и биогенными элементами (Бреховских, 2006).

Содержание в грунтовом комплексе *растворенного органического вещества* (РОВ) также имеет сложный характер. РОВ более лабильно, по сравнению с ОВ, и в еще большей степени зависит от особенностей биотопа и гидродинамических условий. В 2010 г. концентрации растворенного органического вещества в илах южной мелководной, литоральной и пелагической станций составляли 4,38-8,75 мг С/г сырого веса. Причем, в июне была выражена тенденция увеличения РОВ с глубиной водоема: минимальные значения отмечены в литорали на мелководье – 4,38 мг С/г сырого ила, а пелагические мелководные илы были наиболее обогащены растворенным органическим веществом (РОВ = 8,75 мг/г сырого ила). В сентябре, напротив, содержание РОВ снижалось в пелагических илах и увеличивалось на мелководье, очевидно, за счет разложения фитомассы отмирающих рдестов (рис. 19).

**Потери при прокаливании.** В 2012 г. в донных отложениях оз. Кандры-Куль исследовалось органическое вещество, определяемое по потерям при прокаливании (ППП). В течение весенне-летнего сезона 2012 г. содержание органического вещества изменялось в широких пределах – от 2,5 % в песчанистых осадках северного побережья до 28% в тонких детритных илах пелагиали и литорали (табл. 21).

В целом для озера сохраняются общеизвестные закономерности возрастания содержания органического вещества от грубозернистых осадков к тонкодиспергированным (Семенович, 1973), а также влияния глубины водоема на содержание органического вещества в осадках, характерного для неглубоких озер (Мартынова, 2010). В экосистеме оз. Кандры-Куль значимым факторам в накоплении органического вещества локально выступает водная растительность. Так, в илах, покрытых урутью и сосенкой (ст. 11, 12, 16), регистрировалось увеличение ППП с мая по сентябрь от 3% до 20%, обусловленное поступ-

лением органического вещества в донные отложения при разложении макрофитов. Максимальные значения ППП (21-28%) выявлены на мелководьях в илах, обильно покрытых погруженными макрофитами с мягкими стеблями и листьями (ст. 9, 12).



**Рис. 19.** Содержание компонентов химического состава донных отложений на разных участках оз. Кандры-Куль.

В сезонном изменении выявлена тенденция поступательного накопления органического вещества к осени во всех типах донных отложений. Исключение составляют илы с интенсивным газообразованием (ст. 9, 12). Для них характерно максимальное накопление органического вещества в мае ( $24,1 \pm 7,6\%$ ) и резкое его снижение в июле ( $11,2 \pm 1,2\%$ ). Это объясняется тем, что в летние месяцы повышение температуры и обилие питательных веществ создают на этих участках благоприятные условия для развития интенсивных

анаэробных деструкционных процессов, о чем свидетельствует также снижение окислительно-восстановительного потенциала  $\text{gH}_2$ . Подобная тенденция изменения содержания органического вещества, но с меньшей интенсивностью, отмечена и для глинистого песка (ст. 8), где основную роль играют глинистые частицы, обладающие свойством сорбировать органическое вещество.

**Общий и минеральный фосфор.** Содержание общего фосфора в донных отложениях в течение сезона составляло 119,2-443,2 мг/г. При общей закономерности увеличения  $P_{\text{общ.}}$  от крупнозернистых осадков к илам наблюдалось возрастание его величин локально на участках, обогащенных растительным материалом. Реальным источником фосфора на таких участках служит процесс отмирания некоторых видов погруженной водной растительности (Чикин, 1998). Так, наиболее обогащены  $P_{\text{общ.}}$  серые и черные илы (ст. 12, 13-15) в западном секторе озера, газирующие илы (ст. 9, 12), макрофитный ил (ст. 10) и алевритово-песчанистые илы (ст. 11) восточного побережья. Накоплению фосфатов в тонкозернистых слабощелочных песках (ст. 17) в сентябре, расположенных на аэрированном мелководье, может способствовать жизнедеятельность фосфатаккумулирующих бактерий, которые наиболее активно развиваются в обогащенных питательными веществами средах с рН 7,1-9,4 (Чикин, 1998). Содержание минерального фосфора изменялось в пределах от 4,1 мг/г до 112,8 мг/г. Доля  $P_{\text{мин.}}$  в общем фосфоре в среднем составляла  $17,7 \pm 2,7\%$  и не превышала 44 % от общего, что свидетельствует о преобладании в донных отложениях озера органических форм фосфора. Максимальные концентрации  $P_{\text{мин.}}$  сосредоточены в пелагических илах (ст. 4, 15) и в газирующих илах на ст. 9. Следует отметить высокое содержание  $P_{\text{мин.}}$  в песках северного берега на станции 5С, расположенной в районе жидкого стока с водосборной территории.

В сезонной динамике для общего фосфора характерно увеличение во всех илах его концентраций в июле и снижение в сентябре (табл. 21). В сезонной динамике минерального фосфора обнаружено три тенденции в зависимости от типа отложений. Так, в глубоководных тонкодисперсных илах содержание минерального фосфора снижается в июле и увеличивается в сентябре. Напротив, в литоральных алевритовых илах и в зоне метаногенеза (ст. 9) минеральный фосфор увеличивается в июле и уменьшается в сентябре. В трансформирующихся осадках (ст. 11, 16, 10), концентрации минерального фосфора к осени постепенно снижаются.

**Суммарное содержание карбонатов** ( $\text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ ) в 2010 г. на трех станциях южной трансекты составляло 5,16-12,96 мг $\text{C}_\text{к}$ /г сырого ила. Максимальное количество карбонатов было характерно для мелководных илов в зарослях рдеста в июне.

В мае-сентябре 2012 г. суммарное содержание карбонатов изменялось в пределах от 1,2 мг $\text{C}_\text{к}$ /г до 58,5 мг $\text{C}_\text{к}$ /г сырого ила (рис. 19). В озере обнаружены грунты, аккумулирующие карбонаты ( $\text{C}_\text{к} = 44,1-58,5$  мг/г), расположенные преимущественно в зарастающих биотопах. К ним относятся серые илы и пески, на дне которых развиваются плотные заросли хары (ст. 8, 14). Хара, отличающаяся обильной кальциевой инкрустацией, после отмирания обогащает отложения карбонатным веществом (Якушко, 1981). Макрофитные илы



(ст. 10) обогащаются карбонатами при разложении биомассы макрофитов. В мелкозернистом песке с ракушей (ст. 17) источником карбонатов служат обильные скопления осколков ракуши. Максимальное количество карбонатов (58,5 мг  $C_k$ /г) обнаружено в газифицирующихся илах с запахом ацетилена (ст. 9), расположенных в зарослях хары, рогоза, пузырчатки, нитчатки.

В сезонной динамике обнаружена четко выраженная тенденция снижения карбонатов к осени, за исключением станций 6 и 16, на которых залегают трансформирующиеся илы.

**Железо** в донных отложениях озера находится преимущественно в восстановленной форме. Так, по данным 2010 г., на разнотипных участках водоема в июне-сентябре концентрации двухвалентного железа изменялись от 1,74 до 3,06 мг Fe/г сырого ила, что составляло от 84,5% до 100% от общего железа (рис. 19). При этом содержание общего железа  $Fe_{общ.}$  изменялось в пределах от 1,5 до 3,08 мг/г сырого веса. Содержание общего и двухвалентного железа увеличивалось с глубиной. Этому способствовали более низкие значения редокс-потенциала в глубоководных участках, а также тонкодисперсная структура пелагических илов, обладающая высокой сорбционной способностью. Соединения железа связаны с тонкими частицами отложений, наиболее гигроскопичными (Мартынова, 2010), что обуславливает их накопление в глубоководных зонах водоема. Вклад трехвалентного железа в общее содержание железа незначителен, в глубоководных пелагических илах он минимален. В 2010 г. максимальное содержание трехвалентного железа было обнаружено в прибрежной зоне в июне – 0,32 мг/г сырого ила и обусловлено, в первую очередь, окислительными условиями на этом биотопе.

В 2012 г. содержание  $Fe_{общ.}$  в донных отложениях в мае-сентябре варьировало от 0,53 мг/г до 5,73 мг/г сухого грунта (табл. 21). Обнаружено, что влажность оказывает немаловажное влияние на накопление  $Fe_{общ.}$ , о чем свидетельствует прямая корреляция ( $R = 0,73$  при  $p < 0,05$ ). Максимальных концентраций (4,30-5,37 мг/г)  $Fe_{общ.}$  достигает в илах, имеющих влажность 72-94%: в глубоководных пелагических (ст. 2, 3), сероводородных (ст. 12, 16) и в черных маслянистых (ст. 12) илах. В пелагических тонкодисперсных илах железо общее концентрировалось в виде коллоидных образований. Минимальные концентрации  $Fe_{общ.}$  (0,53-0,93 мг/г) содержались в плотных песках северного побережья. В сезонном отношении наблюдалась общая тенденция увеличения  $Fe_{общ.}$  в июле и снижение в сентябре, что контролируется водным и окислительно-восстановительным режимом в грунтах. Другим фактором регулирования  $Fe_{общ.}$  является вегетирование некоторых макрофитов (камыш, роголистник), которые обладают свойством накапливать железо (Мартынова, 2014). Исключение составляет ил (ст. 16), в котором повышалось содержание железа к осени за счет трансформации структурных элементов с накоплением тонкого детрита и пелитовых частиц, а также повышения влажности в результате седиментационных процессов.

**Суммарное содержание сульфидов и сероводорода** в донных отложениях озера определялось только в сентябре 2010 г. (рис. 19). На разных станциях отмеченный показатель изменялся от 4,48 до 6,73 мг  $H_2S$ /г сырого ила. Количество сульфидов увеличивалось с увеличением глубины, что обусловлено в

первую очередь понижением окислительно-восстановительного потенциала, а также накоплением органического вещества, активизацией жизнедеятельности анаэробной микрофлоры

Таким образом, основными типами донных отложений в оз. Кандры-Куль являются мелкозернистые пески и илы, представленные разнообразными морфотипами: песчанистыми, алевритовыми тонкодисперсными серыми и черными, макрофитными илами, а также илами, плотно покрытыми дрейсенной. Для водоема характерна неоднородность их территориального распределения, обусловленная условиями среды.

В пелагических тонкодисперсных черных и серых илах в зависимости от глубины изменяется соотношение алевритово-пелитовых фракций. В восточном побережье обнаружены локальные зоны газифицированных илов, свидетельствующие об интенсивном процессе метанообразования, а в южном и западном секторе – локальные участки сероводородных илов, что можно отметить в качестве особенностей генезиса илов в водоеме. Особую группу составляют трансформирующиеся илы на мелководьях, которые значительно изменяют свою структуру в течение сезона в процессе диагенеза.

Важными факторами в формировании грунтового комплекса, химического состава и территориальной зональности на мелководье и литорали является высшая водная растительность, а также интенсивные микробиологические процессы. В сезонной динамике структуры осадков выявлена тенденция накопления тонких частиц и изменения соотношения детритных фракций различного генезиса. По сравнению с 2010 г., в донных отложениях литоральных участков южного и восточного берега в микроструктуре илов отмечается увеличение содержания тонких фракций, что свидетельствует об их заилении.

### **Общая характеристика бактериобентоса в 2010 г.**

Бактериобентос – неотъемлемый компонент водных экосистем, играет ключевую роль в трансформации и разложении органического вещества в донных отложениях водоемов. Во многом именно за счет деятельности донных бактерий происходят процессы депонирования и рециклинга биогенных элементов, органических, загрязняющих и токсических веществ (Кузнецов, 1970).

Общая численность бактериобентоса в оз. Кандры-Куль летом 2010 г. изменялась от 4,2 до 11,5 млрд. кл./г сырого ила, биомасса – от 319 до 791 мкг/г сырого ила (табл. 22). Несмотря на довольно высокую абсолютную численность, вклад различных групп аэробных гетеротрофных бактерий в общую численность бактериобентоса крайне мал (табл. 22), что определяется восстановительными в целом условиями во всех типах грунтов озера.

Для оз. Кандры-Куль характерна значительная вариабельность количественных показателей бактериобентоса на различных станциях и в разные сроки отбора. В июне общая численность и биомасса бактериобентоса закономерно уменьшалась с увеличением глубины станции отбора, аналогичный характер распределения наблюдался и для сапрофитных и неспецифических гетеро-

трофных бактерий (рис. 20). В сентябре численность и биомасса бактериобентоса приблизительно в одинаковой степени снизились на ст. I (глубина 2,5 м) и ст. II (7,5 м), однако на глубоководной ст. III (14 м) произошел существенный рост обоих показателей.

**Таблица 22.** Среднесезонные показатели бактериобентоса оз. Кандры-Куль

ОЧБ, $\times 10^9$ кл./г	Общая биомасса бактерий, мкг/г	Численность бактерий					
		Неспецифические гетеротрофные		Сапрофитные		Целлюлозоразрушающие	
		$\times 10^6$ КОЕ/г	% ОЧБ	$\times 10^6$ КОЕ/г	% ОЧБ	$\times 10^6$ КОЕ/г	% ОЧБ
7,2 ± 1,9	608,9 ± 122,0	2,4 ± 0,8	0,03	0,22 ± 0,2	0,003	0,028 ± 0,01	0,0004

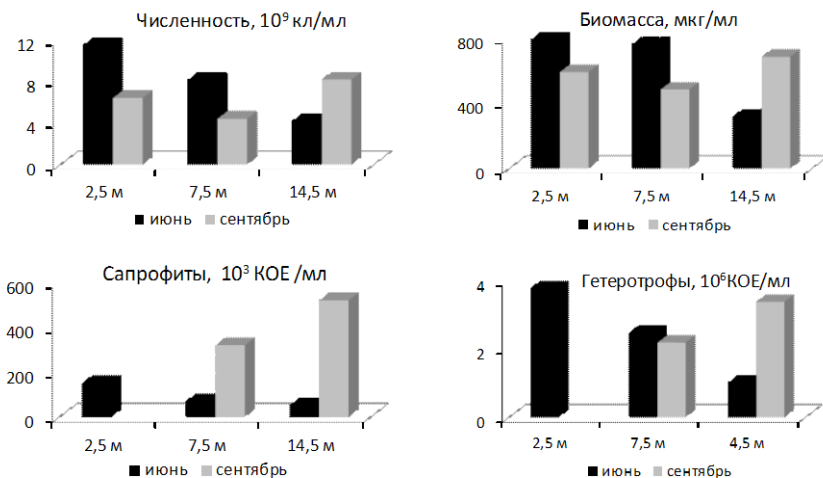
Примечание: приводятся средние значения показателей из расчета на сырой вес грунта ± доверительный интервал. ОЧБ – общая численность бактерий

Наблюдавшееся в июне уменьшение общей численности и численности сапрофитных и гетеротрофных бактерий с увеличением глубины станции можно, видимо, объяснить уменьшением с глубиной скорости поступления в донные отложения органического вещества и биогенных элементов. Поскольку развитие планктонных сообществ в озере невелико, интенсивное накопление запасов органического вещества и биогенов происходит только в литоральной зоне, в зарослях макрофитов и в непосредственной близости от них. В пелагическую часть озера эти вещества попадают только путем ресуспендирования донных отложений литоральной зоны и перемешивания водной массы в периоды штормовой погоды. Это, однако, не может объяснить причину сентябрьского максимума общей численности и биомассы бактериобентоса на глубоководной станции озера.

Целлюлоза – один из важнейших компонентов растительной клетки, поэтому бактерии, разрушающие ее, играют важнейшую роль в цикле углерода. Целлюлозоразрушающие бактерии – гетерогенная группа аэробных и анаэробных организмов, единственное общее свойство которых – синтез целлюлаз, ферментов, способных расщеплять этот полисахарид. Мы исследовали только аэробные бактерии данной группы (табл. 22). В июне их численность в грунтах изменялась в пределах 28–56 тыс. КОЕ/мл грунта, причем наибольшей она была на ст. 2 с глубиной 7,5 м. В сентябре количество бактерий этой группы в среднем снизилось до 8–22 тыс. КОЕ/мл грунта. При этом наибольшие изменения численности аэробных ЦРБ произошли на станции с глубиной 7,5 м, а наименьшие – на станции с глубиной 2,5 м.

Обнаруженная динамика развития ЦРБ может быть связана с исчерпанием субстратов (целлюлозы) на пелагических станциях в течение лета. На мелкоководной литоральной станции снижение численности ЦРБ было наименее выражено, скорее всего, за счет пополнения субстратов при разложении макрофитов.

На глубоководной станции глубиной 14 м было дополнительно исследовано развитие еще 4-х групп бактерий: аэробных железокисляющих бактерий и трех экологических групп анаэробных бактерий (табл. 23).



**Рис. 20.** Общая численность, биомасса бактериобентоса, численность аэробных сапрофитных и неспецифических гетеротрофных бактерий в донных отложениях в июне и в сентябре 2010 г. в разных биотопах оз. Кандры-Куль

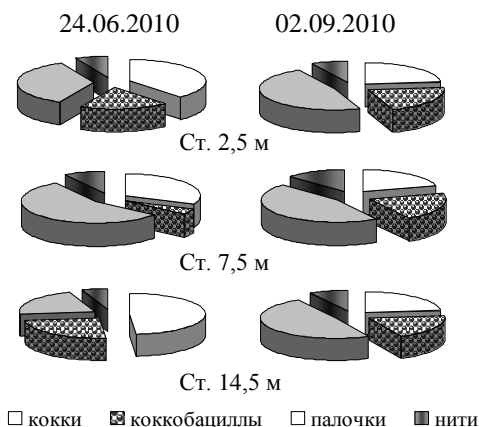
Наибольшей численности среди этих групп бактерий и в июне, и в сентябре достигали бродильные бактерии. Развитие остальных групп бактерий в июне было минимальным, но в сентябре их численность значительно возросла. Увеличение численности различных групп анаэробных бактерий в сентябре может свидетельствовать об интенсификации процессов анаэробной деструкции в грунтах озера в целом. Характерно, что железooksисляющие бактерии значительно превышали по численности железовосстанавливающие.

**Таблица 23.** Численность эколого-трофических групп бактерий в донных отложениях на ст. 1 оз. Кандры-Куль

Группа	Железо-окисляющие, 10 <sup>6</sup> кл/мл	Анаэробные группы бактерий		
		Железovосстанавливающие, 10 <sup>6</sup> кл/мл	Сульфат-редукторы, 10 <sup>6</sup> КОЕ/мл	Бродильщики, 10 <sup>6</sup> кл/мл
Июнь	0,95	0,025	0,095	0,45
Сентябрь	75	0,15	0,2	20

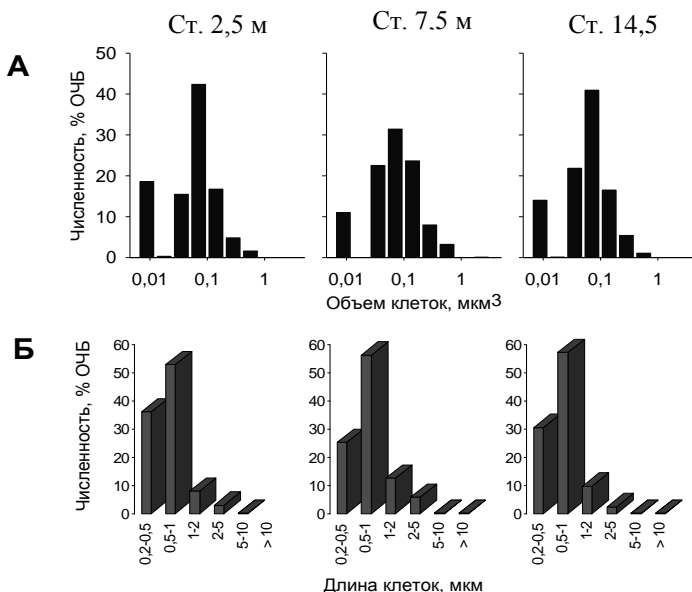
**Морфологическая и размерная структура бактериобентоса.** В составе бактериобентоса были обнаружены клетки различных форм, которые можно разделить на 4 группы. В целом в бактериобентосе оз. Кандры-Куль летом 2010 г. соотношение численностей (% ОЧБ) клеток различных форм было следующим: кокки : коккобациллы : палочки : нити = 31 : 18 : 42 : 8. Однако, соотношение форм на разных станциях было индивидуальным и имело слабо выраженную сезонную динамику (рис. 21). Так, в июне на пелагической станции доли численности палочковидных клеток (36%) и кокков (38%) были

близкими, а в сентябре доля кокков заметно снизилась (23%). В июне на разных станциях наблюдалась большая вариабельность морфологической структуры бактериобентоса. От июня к сентябрю на всех станциях было выявлено возрастание доли нитей в общей численности (рис. 21).



**Рис. 21.** Морфологическая структура бактериобентоса в озере Кандры-Куль (доля клеток различных групп дана в % от ОЧБ).

Размерная структура бактериобентоса представлена на рис. 22. В составе бактериобентоса были обнаружены клетки различных размеров: объемы бактериальных клеток изменялись от  $0,007 \text{ мкм}^3$  до  $2,948 \text{ мкм}^3$ , а их длина – от  $0,23$  до  $13,95 \text{ мкм}$ . Объемная размерная структура бактериобентоса значительно отличается от структуры бактериопланктона. Во всех исследованных биотопах в грунтах доминировали клетки, относящиеся к 6 классу ( $V = 0,05-0,1 \text{ мкм}^3$ ), а численность мелких клеток 4 класса ( $V = 0,013-0,025 \text{ мкм}^3$ ) и крупных 10-11 классов ( $V > 0,8 \text{ мкм}^3$ ) была крайне низкой.



**Рис. 22.** Размерная структура бактериобентоса на станциях с различной глубиной (в % от общей численности). А – по объему клеток; Б – по длине клеток).

От 94 до 98 % общей численности бактериобентоса составляли клетки длиной менее 2 мкм с выраженным доминированием размерной группы 0,5-1 мкм. Клетки, длина которых превышает 10 мкм, были встречены в незначительном количестве в сентябре, что нашло отражение в некотором увеличении среднего объема бактерий (0,080 мкм<sup>3</sup> и 0,095 мкм<sup>3</sup> в июне и сентябре, соответственно). Так же, как и для морфологической структуры, большая вариабельность и разнообразие размеров клеток были выявлены в июне.

Полученные результаты показывают, что состав и структура микробных сообществ донных отложений оз. Кандры-Куль пространственно гетерогенны и реагируют на физико-химические процессы, протекающие в илах, изменением численности, биомассы и структуры.

### **Общая характеристика бактериобентоса в 2012 г.**

Средняя численность бактериобентоса по озеру в 2012 г. составила  $5,35 \pm 0,65 \times 10^9$  кл./мл ила. В целом, представление о количественном развитии бактериобентоса дают средние значения показателей бактериобентосной популяции, представленные в табл. 24. Минимальные средние численности бактерий за исследованный период регистрировались в песчаных отложениях северного побережья озера, максимальные – в тонкодисперсных илах пелагиали и южного берега водоема. В разновидностях песчанисто-илистых отложений восточного и западного побережья, открытой литорали и в зарослях макрофитов плотность бактериобентоса составляла промежуточные значения.

Сезонная динамика численности бактериобентоса в среднем по озеру характеризовалась наличием летнего увеличения и осеннего снижения численности бактерий. Однако, в зависимости от структуры донных отложений, можно выделить три типа сезонной динамики численности бактериобентосной популяции. Так, в пелагиали и на южном берегу в тонкодисперсных илах, в которых бактерии достигают максимальной численности, формируется резкий пик численности в июле, который обусловлен обильным поступлением растворимого органического вещества в донные отложения в результате интенсивных деструкционных процессов в теплые летние месяцы.

Второй тип динамики общей численности бактерий характерен для группы гетерогенных илов открытой литорали и мелководий, особенно в макрофитных зарослях западного побережья: поступательное увеличение средней численности бактерий в течение всего сезона с формированием осеннего максимума. Осеннее увеличение численности бактерий может быть обусловлено седиментацией органического вещества, которое образуется во время осеннего массового отмирания водной растительности. Это особенно очевидно проявлено в западном секторе, где обильно произрастают различные формации высшей водной растительности. В третьей группе донных отложений – песчаных – характер сезонной динамики бактериобентоса существенно отличается от рассмотренных выше. Так, популяция бактериобентоса, обитающая в песчаных северо-бережных мелководьях, имеет один весенний максимум, летнее снижение и стабилизацию к осени. Такой характер, по-видимому, опре-

деляется гидродинамическим режимом мелководий с обедненной высшей водной растительности и сносом органического вещества в более глубоководные участки водоема.

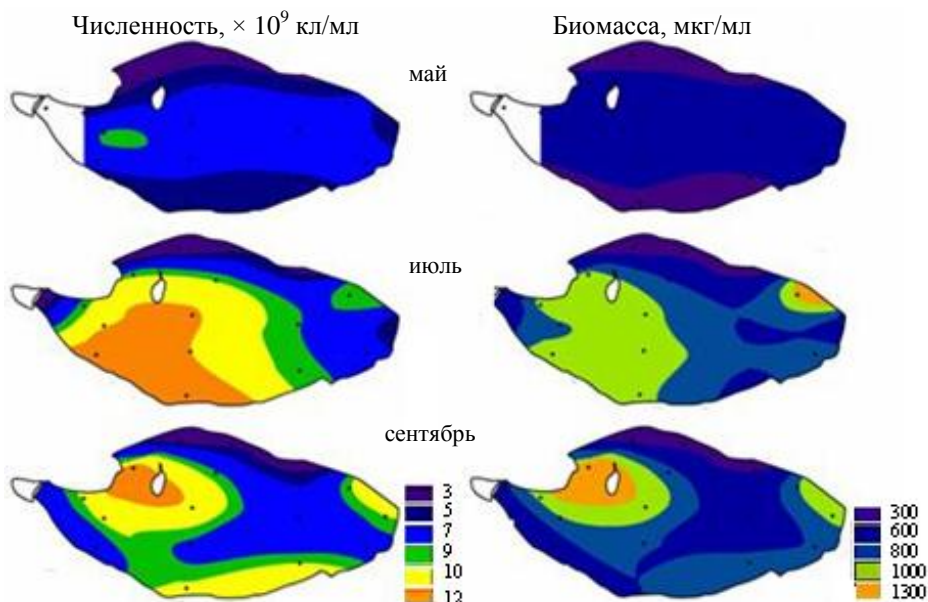
**Таблица 24.** Средние значения численности и биомассы бактериобентоса оз. Кандры-Куль в мае-сентябре 2012 г.

	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь сезон</i>
	<i>Численность, млрд. кл./мл</i>			
<b>Пелагиаль</b>	5,03±0,63	8,01±1,24	6,36±1,48	6,47±0,89
<b>Литораль:</b>				
<b>Северный берег</b>	3,14±0,43	2,65±0,85	2,78±0,25	2,83±0,49
<b>Восточный берег</b>	4,24±0,69	5,22±1,78	6,43±0,95	5,30±0,87
<b>Южный берег</b>	3,77±1,61	9,19±2,76	7,20±0,28	6,23±2,11
<b>Западный берег</b>	3,06±0,52	5,35±0,25	9,69	4,97±2,16
<b>Открытая литораль</b>	3,60±0,41	5,37±1,6	5,74±1,62	4,88±0,82
<b>Заросли макрофитов</b>	Нет данных	4,87±2,64	4,96±1,85	4,91±2,58
<b>Все озеро</b>	4,05±0,47	5,88±1,32	5,79±0,99	5,35±0,65
	<i>Биомасса, мкг/мл</i>			
<b>Пелагиаль</b>	460±59	750±130	687±156	632±92,3
<b>Литораль:</b>				
<b>Северный берег</b>	247±60	224±97	241±51	243±58
<b>Восточный берег</b>	465±94	767±285	753±148	662±137
<b>Южный берег</b>	285±46	786±185	645±87	514±177
<b>Западный берег</b>	407±117	685±12,8	1279	692±298
<b>Открытая литораль</b>	346±65	585±170	611±346	516±98
<b>Заросли макрофитов</b>	Нет данных	524±462	535±212	529±259
<b>Все озеро</b>	381±54	612±131	623±130	549±72

В сезонном аспекте ОЧБ в донных отложениях оз. Кандры-Куль с мая по сентябрь 2012 г изменялась в широких пределах – от  $1,82 \times 10^9$  до  $11,8 \times 10^9$  кл./мл сырого ила, В мае распределение численности бактериобентоса по всей площади дна озера было довольно равномерным (рис. 23), с некоторым снижением общей численности в литорали. В июле численность бактериобентоса практически по всей территории донного ложа увеличилась (рис. 23). Наибольшие численности обнаружены в пелагиали и на части станций южного и западного берегов озера. На всех этих станциях донные отложения представлены тонкодисперсными черными и серыми илами. В сентябре общая численность бактерий несколько снизилась на большей части озера, однако оставалась достаточно высокой на станциях южной литорали и в зоне острова (рис. 23). Наименьшие сезонные колебания общей численности бактерий были выявлены на литоральных станциях северного берега и в заросшем мелководье (рис. 23, табл. 24).

Значения биомассы бактерий в донных отложениях в течение 2012 г. изменялись от 120 до 1200 мкг/мл (рис. 23). Так же как и для численности, минимальные величины биомассы наблюдались в мелкозернистых песках станций

северной литорали. Пространственное распределение и сезонная динамика биомассы бактериобентоса очень похожи на таковые общей численности, с небольшими различиями, обусловленными различиями среднего объема бактериальных клеток.



**Рис. 23.** Сезонные изменения общей численности и биомассы бактерий в донных отложениях оз. Кандры-Куль в 2012 г.

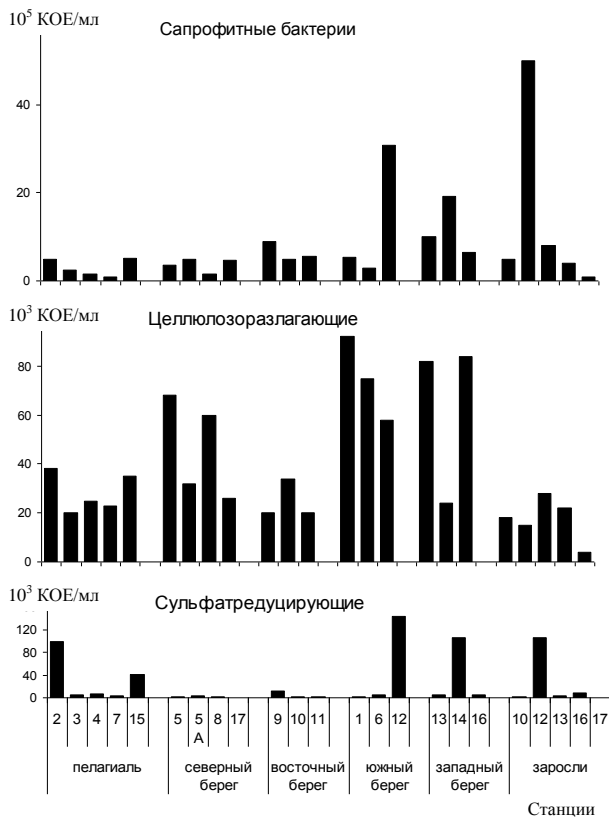
Для большинства станций оз. Кандры-Куль максимальные значения численности и биомассы бактериобентоса были отмечены в июле, и только на единственной станции западного берега (ст. 16) отмечен постоянный рост и численности, и биомассы бактерий от мая к сентябрю (рис. 23).

### Развитие эколого-трофических групп бактериобентоса в июле 2012 г.

**Аэробные сапрофитные бактерии.** Сапрофитные бактерии (СБ) разрушают лабильные вещества белковой и углеводной природы (Дзюбан, 2010). Поэтому, развитие этой группы свидетельствует о наличии биохимически активного органического вещества в донных отложениях.

Численность сапрофитных бактерий на различных участках озера изменялась в широких пределах – от 0,8 до  $48 \times 10^5$  КОЕ/мл грунта (рис. 24). Максимумы их развития наблюдались в южной литорали на станциях с черными пелитовыми илами (ст. 12). В среднем, в пелагических илах численность аэробных сапрофитов была несколько ниже, чем в литорали, а минимальная численность сапрофитов выявлена на литоральной станции с мелкозернистым песчаным грунтом.





**Рис. 24.** Численность сапрофитных, целлюлозоразлагающих и сульфатредуцирующих бактерий в донных отложениях оз. Кандры-Куль в июле 2012 г.

**Аэробные целлюлозоразлагающие бактерии.** В пресных водоемах лишь незначительная часть целлюлозы разлагается в водной толще. Основная же масса оседает на поверхность донных отложений, где атакуется целлюлазными ферментами микроорганизмов (Косолапов, Намсараев, 1996).

Численность аэробных целлюлозоразлагающих бактерий (ЦРБ) в донных отложениях оз. Кандры-Куль в июле 2012 г. достигала  $92 \times 10^3$  КОЕ/мл ила со значительными вариациями между станциями (рис. 24). Высокие численности ЦРБ ( $58-92 \times 10^3$  КОЕ/мл) обнаружены в литорали, на глубинах 2-3 м, в основном на станциях с черными илами и серыми мелкопесчанистыми и алевроитовыми илами. Кроме того, несколько неожиданной оказалась повышенная численность ЦРБ на двух станциях (2,1-2,4 м) с мелкозернистым песком. Наименьшее развитие ЦРБ ( $4-28 \times 10^3$  КОЕ/мл) наблюдалось на мелководьях (0,75-1,8 м) в песках и в илах с дрейсенами.

**Анаэробные сульфатредуцирующие бактерии.** Анаэробные сульфатредукторы (СРБ) в донных отложениях озера Кандры-Куль малочисленны. Их численность на большинстве станций не превышает  $8 \times 10^3$  КОЕ/мл и только на пяти станциях численность СРБ составляет  $41-143 \times 10^3$  КОЕ/мл (рис. 24).

Только на этих станциях с черными и серыми тонкодисперсными илами сформировались восстановительные условия, благоприятные для развития СРБ.

Таким образом, из числа исследованных групп наибольшего развития достигают аэробные сапрофитные бактерии (табл. 25), и, следовательно, они принимают наиболее активное участие в деструкции органического вещества в грунтах озера. Общий вклад сапрофитов в общую численность бактерий в среднем по озеру составляет  $0,017 \pm 0,006$  %. Абсолютные и относительные численности ЦРБ и СРБ (табл. 25) были значительно меньше. Аэробные целлюлозоразлагающие бактерии являются постоянным и обычным компонентом бактериобентоса практически по всей поверхности донных отложений озера; однако на участках дна с ракушечником их численность несколько снижена. Заметное развитие анаэробных сульфатредукторов было отмечено только на пяти станциях (из 22-х), на шести станциях они вообще не были зарегистрированы. Это говорит о том, что для большей части поверхности дна характерно присутствие кислорода, и условия для развития анаэробных облигатных сульфатредуцирующих бактерий неблагоприятны.

**Таблица 25.** Средние численности исследованных физиологических групп бактериобентоса оз. Кандры-Куль в июле 2012 г.

	<i>СБ</i> ×10 <sup>5</sup> КОЕ/мл	<i>ЦРБ</i> ×10 <sup>3</sup> КОЕ/мл	<i>СРБ</i> ×10 <sup>3</sup> КОЕ/мл	<i>СБ/ОЧБ</i> , %
<b>Пелагиаль</b>	3,02±1,69	46,40±20,35	31,00±36,02	0,004±0,001
<b>Литораль:</b>				
Северный берег	3,65±1,64	46,50±20,20	1,20±1,24	0,016±0,010
Восточный берег	6,50±2,47	24,65±9,15	4,57±7,29	0,011±0,002
Южный берег	13,05±17,44	62,67±46,23	50,00±91,15	0,014±0,017
Западный берег	11,87±7,47	53,33±33,97	38,33±65,33	0,026±0,017
Открытая литораль	8,37±4,39	46,77±14,80	22,15±24,94	0,017±0,006
Заросли макрофитов	14,00±18,00	24,00±11,18	24,00±40,36	0,034±0,020
<b>Все озеро</b>	9,63±6,8	41,65±10,23	24,44±17,61	0,017±0,006

### **Сравнительная характеристика развития бактериобентоса озера Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг.**

На основе данных микробиологических исследований донных отложений оз. Кандры-Куль в 2010 г и 2012 г проведен сравнительный анализ количественного развития бактериобентоса южного сектора озера. Используются данные по общей численности и биомассе бактерий в литоральном (ст. 1 с глубиной 2,5 м) и пелагическом (ст. 2 с глубиной ≈ 7,5 м и ст. 3 с глубиной ≈ 15 м) участках, полученные в июне и сентябре 2010 г. и в июле и сентябре 2012 г. Для сравнения уровня развития аэробных сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий использованы данные за июнь 2010 г. и июль 2012 г. Результаты сравнительного анализа представлены в табл. 26.

Сравнение средних количественных характеристик показало увеличение общей численности и биомассы бактерий, а также численности сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий в 2012 г. по сравнению с 2010 г. Наиболее выраженным оно оказалось для группы сапрофитных бактерий. Следует особо отметить, что в 2012 г. сапрофитные бактерии, в отличие от ОЧБ и ЦРБ, увеличили свою численность на порядок. Так, в 2010 г. их численность составляла  $8,9 \pm 6,0 \times 10^4$  КОЕ/мл сырого грунта, а в 2012 г. – уже  $42,5 \times 10^4$  КОЕ/мл. В процентном отношении (%ОЧБ) наблюдается увеличение доли сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий в общей численности бактериобентоса.

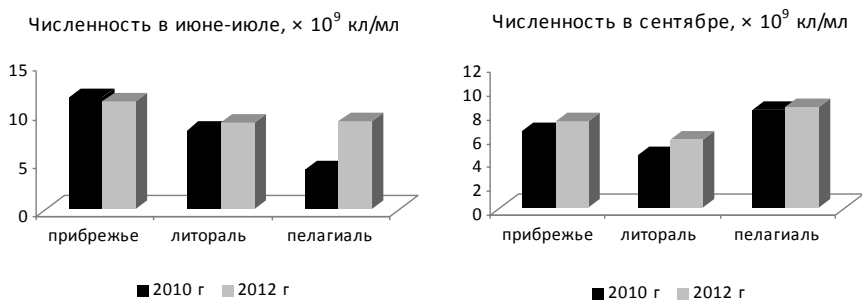
Данные количественных характеристик бактериобентоса, полученные в 2012 г., подтверждают высокие значения численности и биомассы бактериобентоса в прибрежье и пелагиали (включая глубоководную станцию) южного сектора озера, полученные в 2010 г. (рис. 25, 26). Общая тенденция пространственного распределения бактериобентоса в отмеченных биотопах в 2010 и 2012 гг. была одинаковой. Однако в 2012 г., по сравнению с 2010 г., отмечено небольшое увеличение численности и биомассы бактерий, особенно четко выраженное летом на глубоководной станции (в 2-2,6 раза).

**Таблица 26.** Средние показатели бактериобентоса оз. Кандры-Куль

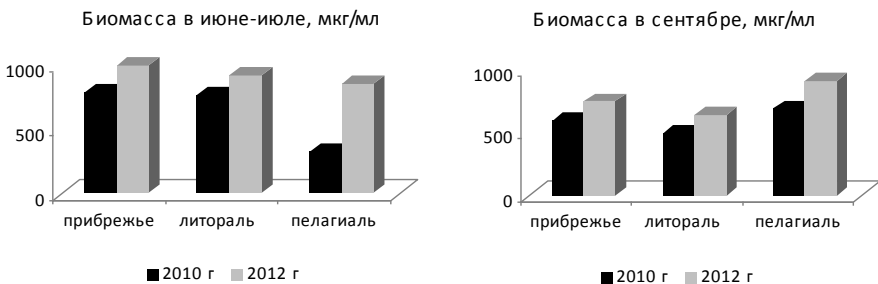
Год	Общая биомасса бактерий, мкг/г	Численность бактерий*				
		ОЧБ, $\times 10^9$ кл./г	Сапрофитные		ЦРБ	
			$\times 10^4$ КОЕ/г	%ОЧБ	$\times 10^3$ КОЕ/г	%ОЧБ
2010	609 $\pm$ 122	7,2 $\pm$ 1,9	8,9 $\pm$ 6,0	0,003	40,0 $\pm$ 16,3	0,0004
2012	795 $\pm$ 113	8,48 $\pm$ 1,5	42,5 $\pm$ 17,1	0,004	53,3 $\pm$ 40,3	0,0005

Примечание: приводятся средние значения показателей из расчета на сырой вес грунта  $\pm$  доверительный интервал.

\* - Средние показатели численности сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий приводятся по данным за июнь 2010 г. и июль 2012 г.



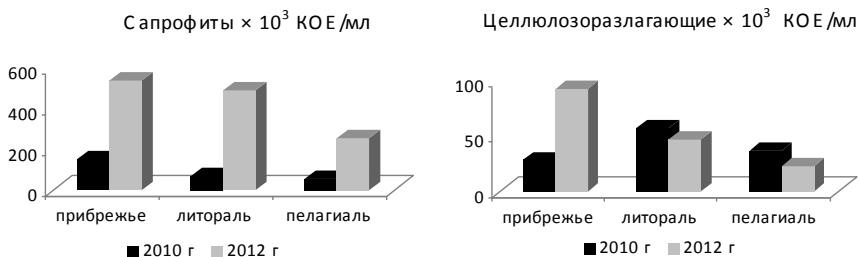
**Рис. 25.** Общая численность бактериобентоса в июне 2010 г, июле 2012 г и в сентябре 2010, 2012 гг. в разных биотопах оз. Кандры-Куль



**Рис. 26.** Биомасса бактериобентоса в июне 2010 г, июле 2012 г и в сентябре 2010, 2012 гг. в разных биотопах оз. Кандры-Куль

Обращает на себя внимание высокая численность аэробных сапрофитных бактерий в летние месяцы 2012 г., по сравнению с 2010 г., что свидетельствует об увеличении степени загрязненности водоема легкоусвояемым органическим веществом (рис. 27). Так, численность сапрофитов в литорали (ст. 1, глубина 2,5 м) увеличилась от  $150 \times 10^3$  (2010 г.) до  $536 \times 10^3$  (2012 г.) КОЕ/мл сырого грунта (рис. 27). Максимальное увеличение этого показателя отмечено на пелагической ст. 2 (глубина 7,5-10 м) – от  $68 \times 10^3$  в 2010 г. до  $487 \times 10^3$  КОЕ/мл сырого грунта в 2012 г.

В оба года численность сапрофитных бактерий снижается с увеличением глубины водоема, что, по-видимому, объясняется уменьшением поступления в донные отложения глубоководных станций органического вещества и биогенных элементов. С другой стороны, возможно, легкоусвояемое органическое вещество, служащее основным пищевым субстратом для сапрофитов, активнее потребляется микрофлорой на мелководье.



**Рис. 27.** Численность аэробных сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий в донных отложениях в июне 2010 г и в июле 2012 г в разных биотопах оз. Кандры-Куль

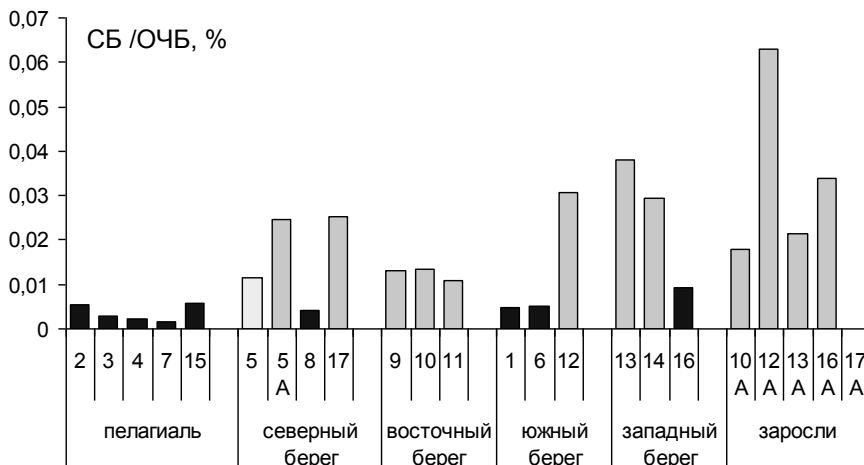
Для аэробных целлюлозоразлагающих бактерий максимальное развитие отмечено в прибрежье (ст.1) в 2012 г., что свидетельствует об интенсивном потреблении целлюлозы на мелководье. По сравнению с 2010 г., численность ЦРБ на этом участке увеличилась от  $28 \times 10^3$  до  $92 \times 10^3$  КОЕ/мл сырого ила (рис. 27). В пелагических илах (ст. 2 и 3), напротив, численность ЦРБ снизи-

лась. В целом, характер пространственного распределения ЦРБ в 2012 г. существенно изменился, по сравнению с 2010г.

Таким образом, сравнительный анализ данных микробиологических исследований южного побережья оз. Кандры-Куль, полученных в 2010 г. и 2012 г., показал повышение общей численности и биомассы бактериобентоса, численности аэробных сапрофитных и целлюлозоразлагающих бактерий и показателя СБ/ОЧБ.

### Оценка экологического состояния озера Кандры-Куль по показателям бактериобентоса

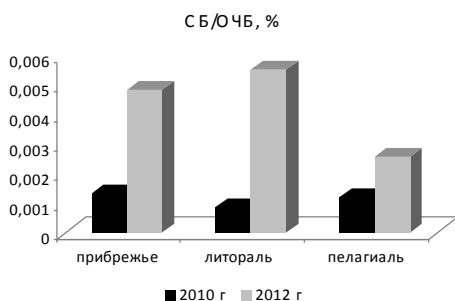
Сапрофитные бактерии служат индикаторами загрязнения водной среды легкоокисляемым органическим веществом, поэтому сапрофитная флора может характеризовать степень загрязненности водоема. Сапрофитные бактерии увеличивают свою долю в общей численности бактерий на участках, где в донных отложениях накапливается легкогидролизуемое органическое вещество или в зонах с накоплением техногенных отходов. Мы использовали количественные характеристики бактериобентоса и его эколого-трофических групп для оценки экологического состояния водоема по шкале экологических модификаций (Дзюбан и др., 2005). В качестве основного оценочного критерия применяли показатель СБ/ОЧБ (рис. 28).



**Рис. 28.** Показатель СБ/ОЧБ в июле 2012 г. в донных отложениях оз. Кандры-Куль

Все пелагические станции и отдельные литоральные станции на северном, южном и западном берегах озера находятся в состоянии «норма» (значения СБ/ОЧБ, менее 0,01%). Наиболее экологически неблагополучная зона обнаружена в зарослях юго-восточного сектора озера. Здесь большинство литоральных станций и все зарослевые станции соответствуют "состоянию риска" (значения СБ/ОЧБ находятся в диапазоне 0,01 – 0,1%). Максимального значения показатель СБ/ОЧБ достигает на ст. 12 – в зарослях сосенки, где формируется

черный пелитовый ил, обогащенный тончайшим обильным растительным детритом.



**Рис. 29.** Показатель СБ/ОЧБ в донных отложениях в июне 2010 г. и в июле 2012 г. в разных биотопах оз. Кандры-Куль

возрастанию загрязнения южного участка озера легкоокисляемым органическим веществом. Наиболее подвержены загрязнению тонкодисперсные серые и черные илы.

Также мы провели сравнительный анализ экологического состояния южного сектора озера в 2010 и 2012 гг. Согласно шкале экологических модификаций (Дзюбан и др., 2005) участки прибрежья (ст.1) и пелагиали (ст. 2 и 3) в 2010 г. и в 2012 г., оценивались как состояние "норма" (рис. 29). Однако, в 2012 г. регистрировалось значительное увеличение показателя СБ/ОЧБ по сравнению с 2010 г., что указывает на тенденцию к

## ГЛАВА 7

# ВЫСШАЯ ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

Высшие водные растения (макрофиты) представляют собой один из важнейших компонентов водных экосистем. Наибольшего развития они достигают в условиях замедленного водообмена, т.е. в озерах и равнинных водохранилищах озерного типа. Макрофиты создают значительную часть первичной продукции в озерах; являются кормовой базой и местом гнездования для многих видов водоплавающих птиц; в их сообществах создаются условия, особенно благоприятные для развития зоопланктона и др. водных организмов; заросли погруженных макрофитов способствуют укреплению грунта и т.д.

Развитие высшей водной растительности следует четко отличать от "цветения" воды, за которое его очень часто неверно принимают. Полоса водной и околоводной растительности в прибрежной зоне выполняет функции естественного биофильтра для поверхностных вод (Власов, Гигевич, 2002). Именно по этой причине водные экосистемы с широко развитым поясом растительности являются наиболее устойчивыми к антропогенному эвтрофированию и загрязнению, причем степень устойчивости зависит от состава макрофитов (Власов, Гигевич, 2002). Озера с преобладанием в растительном покрове низкорослых харовых водорослей обладают средней степенью устойчивости к усилению антропогенной нагрузки.

Литоральная зона озера Кандры-Куль до глубины 3-5 м на значительном протяжении покрыта поясом растительности, интенсивность развития и состав которой несколько изменяются год от года.

В 2012 г. в некоторых местах по берегу и до глубины 0,3-0,5 м развивались заросли тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. и рогоза узколистного *Typha angustifolia* L. При этом везде доминировал тростник. Рогоз в 2012 г. образовывал заметные скопления только около ст. 9 (у южной оконечности с. Кандры-Кутуй), а вдоль остального побережья встречался единично. На береговой полосе, выше уреза воды массово развивался *Typha latifolia* L. и спорадически - *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (рис. 30).

Вдоль уреза воды, а в местах, где присутствует гелофитный пояс – вдоль его границы со стороны озера, до глубины около 1 м, проходит полоса чистого мелководья, не покрытого макрофитами или с единично встречающимися растениями. Ширина этой полосы на большей части береговой линии не превышает 5-10 м, расширяясь в районе пляжей до 40-50 м.

Глубже (до 3-4 м) дно озера покрыто почти сплошными зарослями погруженных растений, среди которых в 2012 г. преобладала хара *Chara* sp., иногда в ассоциации с водяным мхом, предварительно отнесенным к р. *Fontinalis*. Водяная сосенка *Hippuris vulgaris* L. и рдесты (преимущественно *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton pectinatus* L.) встречались на отдельных участках дна, образуя густые, но локальные заросли. В зарослях тростника и рдеста совместно с ними периодически встречалась уруть *Myriophyllum spicatum* L.. В районе ст. 16 она образовывала почти чистые и довольно обильные заросли. В зарослях тростника иногда встречался также роголистник *Ceratophyllum*

*demersum* L. В отличие от 2010 г., водяной лютик *Ranunculus circinatus* Sibth. в 2012 г. в озере практически отсутствовал: были обнаружены только единичные экземпляры в северо-западной части озера.

На основе анализа изображений со спутниковых карт (<http://maps.yandex.ru/>) мы смогли ориентировочно оценить, какая площадь озера занята растительностью (рис. 31, табл. 27).

**Таблица 27.** Площади различных биотопов озера Кандры-Куль

<b>Биотоп</b>	<b>Площадь</b>	
	<b>км<sup>2</sup></b>	<b>%</b>
<b>Все озеро</b>	15,6	100
<b>Чистое мелководье, без зарослей или с единичными растениями</b>	0,41	2,63
<b>Прибрежные заросли тростника</b>	0,16	1,04
<b>Заросли прибрежно-водной и погруженной растительности</b>	1,28	8,17
<b>Общая площадь зарослей</b>	1,44	9,27
<b>Чистая вода (дно без зарослей или с единичными экземплярами на глубинах &gt;4 м)</b>	13,75	88,16

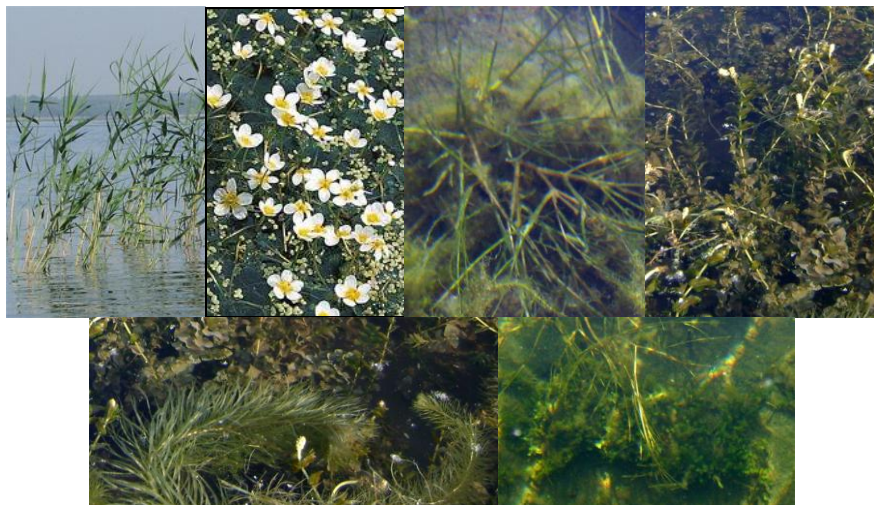
По этим оценкам, площадь зарастания оз. Кандры-Куль составляла 1,44 км<sup>2</sup>, или 9,21% от всей акватории озера.

Необходимо отметить, что в 2012 г., по сравнению с 2010 г., плотность и интенсивность развития макрофитов, особенно погружено-водных, значительно сократилась. Изменился и их видовой состав – практически исчез водяной лютик *Ranunculus circinatus* Sibth., площадь зарослей водяной сосенки *Hippuris vulgaris* L. снизилась и они нигде не достигали поверхностного слоя (0-0,5 м).

На основе данных об индикаторной значимости отдельных видов макрофитов, их встречаемости и обилия были рассчитаны суммарный индекс сапробности и трофический индекс (ТИМ) по макрофитам (Schneider, 2004; Садчиков, Кудряшов, 2004; Унифицированные методы исследования..., 1977). Суммарный индекс сапробности по макрофитам составил 1,69, что соответствует β-мезосапробному уровню загрязнения. Трофический индекс по макрофитам составил 1,62, что соответствует олиго-мезотрофному статусу озера.

Биомасса макрофитов в оз. Кандры-Куль, по данным Природного парка, составляет 477,6 т, в то время как общая биомасса фитопланктона в среднем за 2012 г. на порядок меньше, и равна всего 0,321 г/м<sup>3</sup> × 112,7 млн. м<sup>3</sup> = 36,2 т. Преобладание биомассы высшей водной растительности над биомассой фитопланктона является признаком озер малой трофии (Власов, Гигевич, 2002; Роконь, Квет, 2004). По мере эвтрофирования происходит снижение прозрачности воды и сокращение площади, пригодной для произрастания макрофитов. Следствием этого становится переход к доминированию фитопланктона, вплоть до уровня "цветения" воды (Dokulil, Treubner, 2003; Dokulil et al., 2011).





**Рис. 30.** Некоторые макрофиты озера Кандры-Куль: тростник южный *Phragmites australis* (Cav.) Trin.; лютик (шелковник) водный *Ranunculus aquatilis* L.; рдест тонколистный *Potamogeton pectinatus* L.; рдест пронзеннолистный *P. perfoliatus* L.; хвостник обыкновенный *Hippurus vulgaris* L. (сосенка водяная), подводная форма; водяной мох cf. *Fontinalis*.



**Рис. 31.** Фрагмент спутниковой карты с характеристикой биотопов участка северного берега, прилегающего к автодороге М5:

- 1 – Чистое мелководье, не покрытое макрофитами или с единичными растениями (глубины не более 0,5-0,7 м)
- 2 – Зона сплошных зарослей погруженной растительности до глубины 2,5-3 м
- 3 – Прибрежные заросли тростника
- 4 – Заболоченный участок берега
- 5 – Разреженные заросли погруженной растительности на глубине 3-5 м

Общепризнано, что зарастание высшей водной растительностью небольшой части акватории положительно сказывается на экосистемах озер. По данным разных исследователей, для формирования хорошего качества воды в озерах, в зависимости от величины водообмена и типа водоема, оптимальным является площадь зарастания до 12-15%, или даже до 25-40% всей акватории (Экология зарастающего озера..., 1999; Власов, Гигевич, 2002). Таким образом, степень зарастания озера Кандры-Куль способствует улучшению качества воды в нем и не является отрицательным фактором для экосистемы. Поэтому любое сокращение площади зарастания и тем более проведение специальных мероприятий, приводящих к такому сокращению, неизбежно вызовет ухудшение экологического состояния озера Кандры-Куль и, следовательно, резкое снижение его рекреационной привлекательности.

Таким образом, пояс прибрежноводных и погруженных макрофитов в озере Кандры-Куль является особо важным компонентом системы самоочищения водной экосистемы и залогом экологического благополучия и рекреационной привлекательности озера. В условиях наметившейся тенденции к эвтрофированию озера (см. гл. 5) необходимо всемерно сохранять имеющиеся заросли макрофитов, в то же время удаляя избыток отмершей растительной биомассы в конце каждого вегетационного периода.

## ГЛАВА 8

### ФИТОПЛАНКТОН

**Методы.** Отбор проб воды на глубоководных станциях производили помповым отборником, обеспечивающим получение пробы строго с определенной глубины; в прибрежной зоне – батометром Рутнера объемом 2 л. Пробы отбирали в пластиковые бутылки объемом 5 л. В некоторых случаях в прибрежной зоне пробы отбирали непосредственно в пластиковые бутылки из слоя глубиной 10-20 см.

Изучение фитопланктона озера проводилось по стандартным гидробиологическим методикам (Методика изучения..., 1975). 0,5-1 л пробы фиксировали 4% раствором формалина. Пробу (0,5-1 л) концентрировали до объема 5-10 мл методом фильтрации через мембранный фильтр диаметром пор 1 мкм с использованием насоса Комовского. Для количественного подсчета водорослей использовали камеру Учинской объемом 0,01 мл. Для большей достоверности учета клеток просчитывали по 10 полос в двух повторностях. Подсчет вели под микроскопом «Биолар» (Польша) при увеличении в 600 раз. При пересчете численности фитопланктона на 1 л воды пользовались формулой:

$$N = \frac{n \cdot v \cdot 1000}{w}, \text{ где } N - \text{ число клеток в 1 л воды; } n - \text{ число клеток в камере, объ-}$$

емом 0,01 мл;  $v$  - объем концентрата пробы;  $w$  - объем профильтрованной воды. Для вычисления биомассы фитопланктона пользовались методом приведенных геометрических фигур (Кузьмин, 1984): форму клетки каждой водоросли приводили к определенной геометрической фигуре и вычисляли ее объем. Биомасса определялась в мг/л.

Для видовой идентификации использовались следующие руководства: серия "Определители пресноводных водорослей СССР" (Забелина и др., 1951; Голлербах и др., 1953; Киселев, 1954; Матвиенко, 1954; Попова, 1955; Дедусенко-Щеголева и др., 1959; Дедусенко-Щеголева, Голлербах, 1962; Паламарь-Мордвинцева, 1982; Мошкова, Голлербах, 1986); серия "Визначник прісноводних водоростей Української РСР" (Матвієнко, 1965; Кондратьева, 1968; Асаул, 1975; Матвієнко, Литвиненко, 1977); серия "Диатомовые водоросли СССР" (1988, 1992); серия "Susswasserflora von Mitteleuropa" (Komarek J., Fott, 1973; Ettl, 1983; Ettl, Gartner, 1983; Starmach, 1985; Krammer, Lange-Bertalott, 1986, 1988, 1991a, 1991b; Ettl et al., 1990; Popovsky, Pfister, 1990; Komarek, Anagnostidis, 2000); Генкал, 1992.

Эколого-географический анализ альгофлоры проводили по данным, приведенным в определителях, основываясь при этом на наиболее известных и разработанных системах. При отсутствии в них необходимых сведений, пользовались материалами различных авторов (Давыдова, 1985; Охапкин, 1994; Барина, Медведева 1996; Герасимова 1996; Охапкин и др., 1997; Экологические проблемы ..., 2001; Фитопланктон Нижней Волги ..., 2003; Барина и др., 2006). В составе фитопланктона учитывали все водоросли, встречающиеся в толще воды, независимо от их типичных мест обитания (Воронихин, 1950). По отношению к солености воды водоросли распределяли по группам согласно

классификации R. Kolbe (1927), в изложении А.И. Прошкиной-Лавренко (1953). Взаимосвязь видов альгофлоры с рН определяли по шкале F. Hustedt (1937) в упрощенном варианте Н. Н. Давыдовой (1985). Для расчета сапробностей пользовались видовыми коэффициентами из "Унифицированных методов..." (1977) и индексами сапробности по Сладечку (Sladecsek, 1973; 1986) с поправками С.С. Бариновой и Л.А. Медведевой (1996), Бариновой и др., 2006.

К доминирующим видам относили те, численность и биомасса которых составляли 10 и более % от общих показателей. Для оценки видовой разнообразия фитопланктона использовали индекс Шеннона (Одум, 1975). Полный таксономический список фитофлоры оз. Кандры-Куль приведен в Приложении 2.

### Развитие фитопланктона в 2010 г.

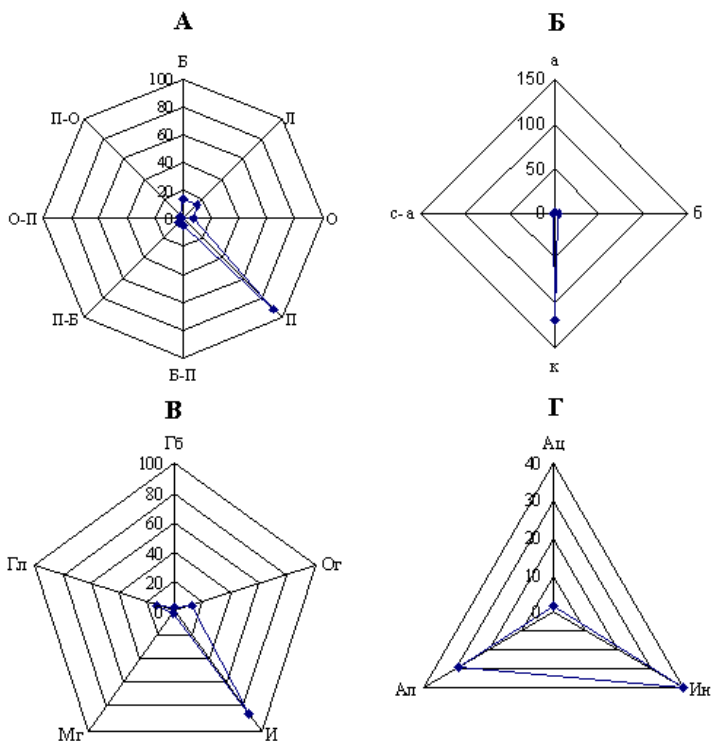
**Видовой состав.** В составе альгофлоры планктона оз. Кандры-Куль в 2010 г. нами было зарегистрировано 152 таксона водорослей рангом ниже рода, которые относятся к 8 отделам, 13 классам, 19 порядкам, 45 семействам, 81 роду. Из них 14 таксонов представлены разновидностями и формами (табл. 28). Как и в основной массе пресноводных водоемов средней полосы, наибольшим числом видовых и внутривидовых таксонов отличался отдел зеленых водорослей, в котором сосредоточено 47,5% общего числа таксонов рангом ниже рода. Затем следовали диатомовые (24%), синезеленые (16%), динофитовые (7%), эвгленовые и желтозеленые (по 2%), криптофитовые (1%) и золотистые водоросли (0,5%). Особенностью фитопланктона оз. Кандры-Куль является значительная доля в нем динофитовых водорослей, большинство видов которых не выдерживают загрязненных вод (Матвиенко, Литвиненко, 1977). Из динофитовых в фитопланктоне озера чаще всего регистрировался *Ceratium hirundinella* (различные формы этого вида).

**Таблица 28.** Таксономический состав альгофлоры планктона

Отдел	Число таксонов						Всего
	классов	порядков	семейств	родов	видовых	внутри-видовых	
Cyanophyta	2	3	6	15	23	1	24
Chryzophyta	1	1	1	1	1	0	1
Bacillariophyta	2	4	13	19	32	4	36
Xanthophyta	1	2	3	3	3	0	3
Cryptophyta	1	1	1	1	2	0	2
Dinophyta	1	1	3	5	8	3	11
Euglenophyta	1	1	1	2	3	0	3
Chlorophyta	4	6	17	35	66	6	72
<b>Итого</b>	<b>13</b>	<b>19</b>	<b>45</b>	<b>81</b>	<b>138</b>	<b>14</b>	<b>152</b>

Водоросли из отделов эвгленовых и криптофитовых, считающиеся характерными для водоемов, загрязненных органическими веществами (Водоросли, 1989) развиваются в озере единично, и, в основном, в зарослевой зоне.

**Эколого-географический анализ альгофлоры** показал, что встреченные водоросли, в основном, имеют широкое географическое распространение (являются видами-космополитами). По биотопической приуроченности большая часть зарегистрированных водорослей относится к планктонным организмам, достаточно высока также доля бентосных, литоральных форм и водорослей-обрастателей (рис. 32). По отношению к кислотности, обнаруженные в озере водоросли в основном принадлежат к индикаторам нейтральной (индифференты) и щелочной (алкалифилы) среды; по отношению к солености – наиболее широко представлены виды-индифференты.



**Рис. 32.** Распределение водорослей оз. Кандры-Куль по эколого-географическим группам: А) в зависимости от мест обитания: П - планктонный, О – обитатель обрастаний, Б – бентосный, Л – литоральный, Б-П – бентосно-планктонный, П-Б – планктонно-бентосный, П-О – планктон-обрастатель, О-П – обрастатель-планктонный, О-Б – обрастатель-бентосный; Б) в зависимости от распространения: к – космополит, с-а – северо-арктический, б – борельный; В) по отношению к солености: Гб – галофоб, Ог – олигогалоф, И – индифферент, Мг – мезогалоф, Гл – галофил; Г) по отношению к рН: Ал – алкалифил+алкалибионт, Ик – индифферент, Ац – ацидофил+ацидобионт.

Отдельные виды водорослей являются индикаторами различных степеней органического загрязнения водоема. Из зарегистрированных 152 видов 74% относятся к видам-сапробионтам (табл. 29). Из них на долю показателей низкой степени трофности приходится 36% от общего числа видов-сапробионтов (от *o* до *o-α*-мезотрофной зон); показатели средней степени органического загрязнения (*β*-мезосапробы) составляют 22%; показатели высокой трофности составляют только 10% от видов-индикаторов.

**Таблица 29.** Число видов-индикаторов водорослей различных зон органического загрязнения оз. Кандры-Куль

<b>Зона сапробионности</b>	<i>o</i>	<i>o-β</i>	<i>β-o</i>	<i>o-α</i>	<i>β</i>	<i>β-α</i>	<i>α-β</i>	<i>α</i>	<i>β-ρ</i>	<i>ρ-α</i>
<b>Число таксонов</b>	8	17	15	15	33	9	4	7	3	1

**Фитопланктон пелагической части озера.** В пелагической части водоема (ст. III, ст. II) нами зарегистрировано 68 таксонов водорослей (45% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов водорослей, обнаруженных в 2010 г. в озере). Из них наибольшим разнообразием отличались отделы зеленых и диатомовых водорослей, доля которых в общем числе видов, разновидностей и форм была соответственно 34 и 29%. Затем следовали отделы синезеленых (18%), динофитовых (12%), эвгленовых и криптофитовых (по 3%) и золотистых (1%) водорослей (табл. 30).

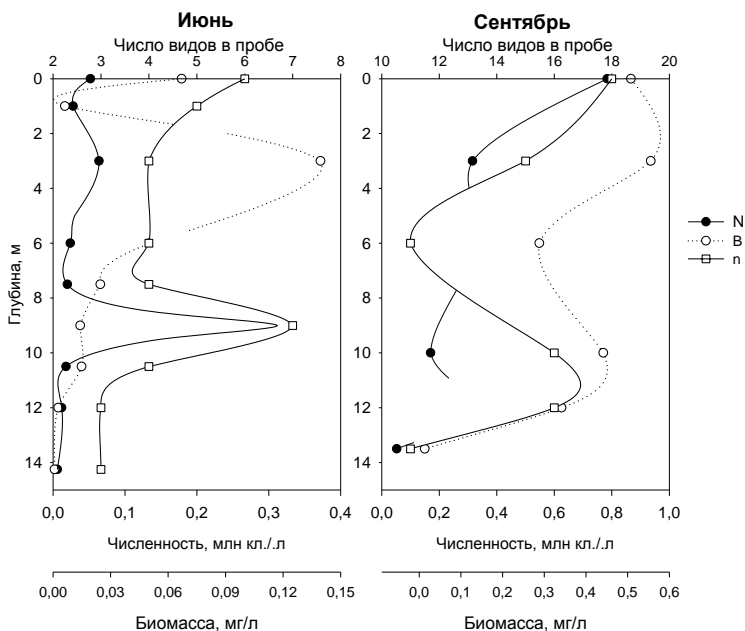
**Таблица 30.** Число таксонов водорослей основных систематических отделов в пелагической части оз. Кандры-Куль

<b>Отдел</b>	<b>Июнь</b>	<b>Сентябрь</b>	<b>Всего</b>
<b>Cyanophyta</b>	6	9	12
<b>Chryzophyta</b>	1	0	1
<b>Bacillariophyta</b>	2	18	20
<b>Cryptophyta</b>	2	1	2
<b>Dinophyta</b>	5	3	8
<b>Euglenophyta</b>	1	1	2
<b>Chlorophyta</b>	11	20	23
<b>Итого:</b>	28	52	68

В сентябре количество видов, разновидностей и форм водорослей было почти в 2 раза выше, чем в июне. Эта разница связана со значительным увеличением числа видовых и внутривидовых таксонов водорослей, в основном, из отделов диатомовых и зеленых.

В июне в пелагиали на станции III было встречено 22 вида водорослей, а на ст. II – 14. Однако удельное видовое богатство (число видов в одной пробе) на ст. III изменялось от 4 до 7, на ст. II оно составляло 7-8 видов водорослей (рис. 33). Больше общее видовое богатство водорослей на ст. III объясняется большим количеством проб с различных горизонтов, чем на ст. II. В сентябре на ст. III произошло значительное увеличение видового богатства водорослей – здесь был отмечен 51 таксон водорослей рангом ниже рода, на ст. II изменения

было меньше (зарегистрировано 10 таксонов рангом ниже рода). Удельное видовое богатство водорослей на ст. III также возросло и составило 11-18 видов; на ст. II оно осталось прежним (7-8 видов).



**Рис. 33.** Вертикальное распределение численности (N), биомассы (B) и удельного числа видов фитопланктона (n) на глубоководной ст. III в июне и сентябре 2010 г.

Количественные показатели развития фитопланктона (численность и биомасса) в оз. Кандры-Куль в июне были очень низки: численность не превышала 0,3 млн. кл./л, а биомасса 0,14 мг/л (рис. 33). При таких низких показателях говорить о достоверных вертикальных изменениях в количественном развитии фитопланктона достаточно сложно. Максимальные показатели численности на глубине 9 м были связаны с тем, что здесь была зарегистрирована колония синезеленых водорослей с мелкими размерами клеток – *Aphanothece microscopica*, состоящая из 140 клеток.

В сентябре количественное развитие фитопланктона было выше, чем в июне, но численность и биомасса оставались достаточно низкими (численность не превышала 0,78 млн. кл./л, а биомасса 0,6 мг/л). Максимальные показатели численности, биомассы и числа видов фитопланктона были зарегистрированы в слое 0-3 м.

Обращает на себя внимание то, что в июне в состав доминирующего по численности комплекса видов водорослей, при общем невысоком удельном богатстве, часто входили все виды, зарегистрированные на конкретном горизонте (табл. 31, 32). У доминирующего по биомассе комплекса состав был несколько иной: в нем сосредоточено меньшее число видовых и внутривидовых

таксонов водорослей. Это, в основном, крупноклеточные представители из различных отделов.

**Таблица 31.** Состав доминирующего комплекса водорослей в июне

<i>Глубина, м</i>	<i>Доминанты по численности</i>	<i>Доминанты по биомассе</i>
<b>Ст. III</b>		
0	<i>Chroomonas acuta, Microcystis aerugi-nosa, Gloenodinium elpatiewski, Dictyosphaerium pulhellum, Oocystis borgii</i>	<i>Peridiniopsis elpatiewski, Staurastrum gracile, Oocystis borgii</i>
1	<i>Microcystis aeruginosa, Chroomonas acuta, Kephyrion bacilliforme, Granulocystopsis coronata, Teteraedron minimum</i>	<i>Granulocystopsis coronata, Tetraedron minimum, Chroomonas acuta, Kephyrion bacilliforme, Microcystis aeruginosa</i>
3	<i>Anabaena spiroides, Chroomonas acuta</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Peidiniopsis quadridens</i>
6	<i>Dictyosphaerium subsolitarium, Chla-mydomonas globosa, Chroomonas acuta, Peridinium umbonatum</i>	<i>Peridinium umbonatum</i>
7,5	<i>Dictyosphaerium subsolitarium, Melo-sira varians, Chroomonas acuta, Teteraedron minimum</i>	<i>Melosira varians</i>
9	<i>Aphanothece microscopica, Gloeocapsa magma</i>	<i>Trachelomonas volvocina, Navicula exiguae, Gloeocapsa magma, Aphanothece microscopica</i>
10,5	<i>Chroomonas acuta, Microcystis aerugi-nosa, Cryptomonas caudata, Peridiniopsis elpatiewski</i>	<i>Peridiniopsis elpatiewski, Chroomonas acuta</i>
12	<i>Chroomonas acuta, Gloeocapsa turgida, Tetraedron minimum</i>	<i>Gloeocapsa turgida, Chroomonas acuta, Tetraedron minimum</i>
14,25	<i>Microcystis aeruginosa, Chroomonas acuta, Tetraedron minimum</i>	<i>Tetraedron minimum, Chroomonas acuta, Microcystis aeruginosa</i>
<b>все</b>	<b><i>Aphanothece microscopica, Chroomonas acuta, Anabaena spiroides</i></b>	<b><i>Ceratium hirundinella, Gloenodinium elpatiewski, Peridinium umbonatum</i></b>
<b>Ст. II</b>		
0	<i>Chroomonas acuta, Peridiniopsis elpatiewski, Oocystis submarina, Anabaena scheremetievii, Phacotus coccifer</i>	<i>Ceratium hirundinella m. carinthiacum, Peridiniopsis elpatiewski, Peridiniopsis quadridens</i>
7	<i>Microcystis aeruginosa, Chroomonas acuta, Dictyosphaerium pulhellum, Oocystis borgii, Didymocystis planctonica</i>	<i>Amphidinium rostratum, Oocystis borgii, Microcystis aeruginosa, Chroomonas acuta</i>
<b>все</b>	<b><i>Microcystis aeruginosa, Chroomonas acuta, Gloenodinium elpatiewski</i></b>	<b><i>Ceratium hirundinella, Gloenodinium elpatiewski</i></b>

В сентябре состав доминирующего по численности комплекса видов водорослей включает от 4 до 6 видов водорослей из различных отделов. По биомассе доминируют в основном крупноклеточные динофитовые водоросли (*Ceratium hirundinella f. austriacum*) и диатомовые (*Aulacoseira granulata*). На развитие последнего вида в озере мы обращаем особое внимание, т.к. этот широко распространенный вид развивается преимущественно в мезотрофных и эвтрофных водоемах умеренных широт и тропиков (Водоросли, вызывающие..., 2006).



**Таблица 32.** Состав доминирующего комплекса водорослей в сентябре

<i>Глубина, м</i>	<i>Доминанты по численности</i>	<i>Доминанты по биомассе</i>
<b>Ст. III</b>		
0	<i>Snowella lacustris, Woronochiniana naegeliana, Merismopedia punctata, Fragilaria virescens, Ankyra juncidum</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Woronochiniana naegeliana, Fragilaria virescens</i>
3	<i>Microcystis pulverea, Anabaena scheremetie-vii, Aulacoseira granulata, Ankyra juncidum, Chlamydomonas globosa, Gloeocapsa minima</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Aulacoseira granulata</i>
6	<i>Microcystis pulverea, Microcystis aeruginosa, Aulacoseira granulata, Ankyra juncidum</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Aulacoseira granulata</i>
10	<i>Microcystis aeruginosa, Oscillatoria limosa, Ankyra juncidum, Eutetramorus planctonicus, Aulacoseira granulata</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Oscillatoria limosa</i>
12	<i>Merismopedia punctata, Aulacoseira granulata, Stephanodiscus makarovii, Microcystis aeruginosa, Ankyra judayi, Anabaena scheremetievii, Chlamydomonas globosa</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Aulacoseira granulata, Euglena pisciformis</i>
13,5	<i>Scenedesmus bernardii, S. braziliensis, Tetras-trium staurogeniaforme, Aulacoseira gra-nulata, Didymocystis planctonica, Oocystis borgii</i>	<i>Aulacoseira granulata, Scenedesmus bernardii, Oocystis borgii, Gomphonema parvulum, Scenedesmus braziliensis</i>
<b>Ст. II</b>		
0	<i>Aulacoseira granulata, Ankyra judayi, Micro-cystis aeruginosa, Stephanodiscus makarovii, Chlamydomonas globosa, Ceratium hirundinella f. austriacum</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Aulacoseira granulata</i>
дно	<i>Aulacoseira granulata, Microcystis aeruginosa, Ankyra judayi, Cyclotella pseudostelligera, Chroomonas acuta</i>	<i>Ceratium hirundinella f. austriacum, Aulacoseira granulata</i>

**Фитопланктон зарослей макрофитов.** В составе фитопланктона, развивающегося в сообществах высших водных растений озера, было зарегистрировано 124 таксона водорослей рангом ниже рода (74% от зарегистрированных в водоеме видовых и внутривидовых таксонов) из 7 отделов. Наибольшим числом видов, разновидностей и форм отличался отдел зеленых водорослей, в котором было сосредоточено 56% общего числа таксонов рангом ниже рода. Затем следовали отделы диатомовых (19%), синезеленых (15%), динофитовых (5%), желтозеленых (2%), эвгленовых и криптофитовых (по 1,5%) водорослей.

Наибольшим числом таксономических единиц водорослей отличались сообщества в экотопе, образованном тростником. Здесь было зарегистрировано 58 видовых и внутривидовых таксонов; в сообществе хары – 55; водяной со-сенки – 43; лютика – 13, рдеста пронзеннолистного – 12, рогозов (у острова и восточного берега) – по 8 видов.

Показатели численности и биомассы фитопланктона в сообществах макро-фитов также превышают показатели в пелагической части водоема (табл. 33). Особенно высокого развития водоросли достигают в сообществах погружен-

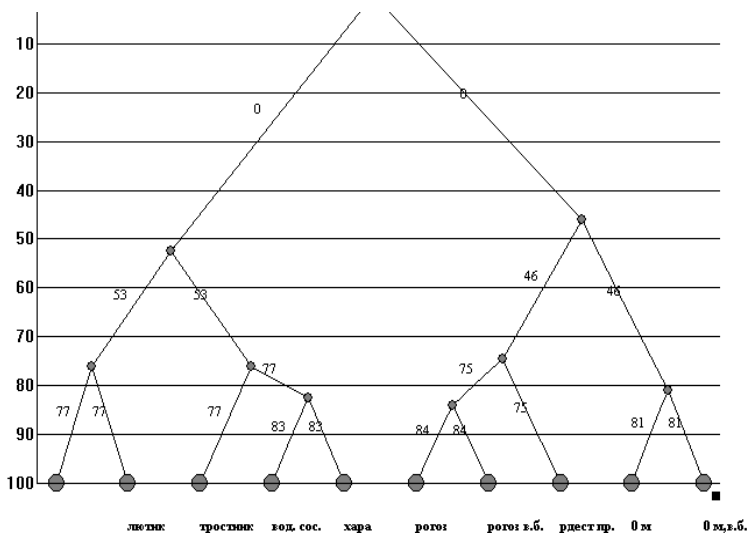
ных растений (хары, водяной сосенки) и в тростнике. Наименьшими показателями характеризуется сообщество рогоза, развивающееся у острова (ст. IX).

**Таблица 33.** Численность, биомасса и состав доминирующего по численности и биомассе комплекса водорослей в зарослевых экотопах

Станция	N, млн кл./л	Доминанты по численности	B, г/м <sup>3</sup>	Доминанты по биомассе
V	0,796	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Merismopedia punctata</i> , <i>Dictyosphaerium subsolitaria</i>	0,1	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Peridinio-opsis penardii</i> forme, <i>Amphora ovalis</i> , <i>Cosmarium retusiforme</i>
IX	0,052	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena variabilis</i> , <i>Scenedesmus ellipticus</i> , <i>Peridiniopsis quadridens</i>	0,05	<i>Peridiniopsis quadridens</i> , <i>Cymbella silesiaca</i>
VIII	2,85	<i>Snowella lacustris</i> , <i>Merismopedia punctata</i> , <i>Dictyosphaerium subsolitaria</i> , <i>Gloeocapsa turgida</i> , <i>Crucigeniella apiculata</i>	0,4	<i>Gloeocapsa turgida</i> , <i>Snowella lacustris</i> , <i>Rhopallodia gibba</i> , <i>Oocystis borgii</i>
VI	1,63	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Snowella lacustris</i> , <i>Phormidium foveolarum</i> , <i>Aphanocapsa grevillei</i>	0,4	<i>Tribonema vulgare</i> , <i>Amphora ovalis</i> , <i>Anabaena variabilis</i> , <i>Euglena pisciformis</i> , <i>Peridiniopsis penardii</i>
IV	0,088	<i>Anabaena variabilis</i> , <i>Chlamydomonas simplex</i> , <i>Peridiniopsis quadridens</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Chlamydomonas monadina</i>	0,1	<i>Peridiniopsis quadridens</i> , <i>Chlamydomonas simplex</i> , <i>Cymbella silesiaca</i> , <i>Chlamydomonas monadina</i>
VII	2,6	<i>Merismopedia punctata</i> , <i>Dictyosphaerium subsolitaria</i> , <i>Scenedesmus arcuatus</i> , <i>Microcystis pulverea</i>	0,5	<i>Tetramorus brebissonii</i> var. <i>minor</i> , <i>Euglena caudata</i> , <i>Eudorina elegans</i> , <i>Peridiniopsis elpatiewski</i> , <i>Scenedesmus arcuatus</i> , <i>Amphora ovalis</i> , <i>Eute-tramorus planktonica</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>
X	0,14	<i>Oscillatoria nitida</i> , <i>Gloeocapsa alpina</i> var. <i>longicola</i> , <i>Anabaena variabilis</i> , <i>Chroomona acuta</i>	0,03	<i>Peridiniopsis quadridens</i> , <i>Synedra rumpens</i> , <i>Gloeocapsa alpina</i> var. <i>longicola</i> , <i>Oscillatoria nitida</i> , <i>Anabaena variabilis</i> , <i>Chroomona acuta</i>

Отличительной чертой состава доминирующего по численности комплекса видов водорослей, развивающихся в макрофитах, является наличие в его составе постоянно представителей синезеленых водорослей. Среди доминант по биомассе чаще других встречаются крупноклеточные водоросли из отдела динофитовых.

Как показал кластерный анализ, проведенный на основании сравнения качественного состава планктонных водорослей, развивающихся в экотопах, образованных различными макрофитами, и в литоральной части водоема (рис. 34), сообщества открытой воды литоральной зоны западного и восточного берегов образуют единый кластер, затем следует кластер, формируемый сообществами водорослей, развивающихся в рогозах – у острова и у восточного берега; сообщества, формируемые в растениях с погруженными, изрезанными листьями также объединяются в отдельный кластер, к которому примыкает сообщество, формируемое в тростнике и отличающееся значительным числом видов.

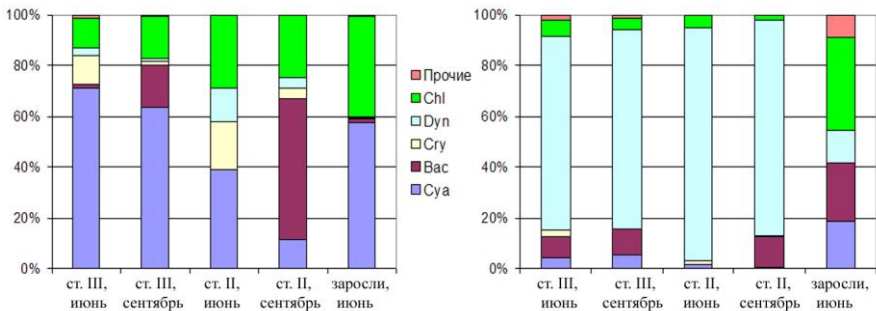


**Рис. 34.** Кластерный анализ сходства сообществ планктонных водорослей, формирующихся в различных видах высших водных растений

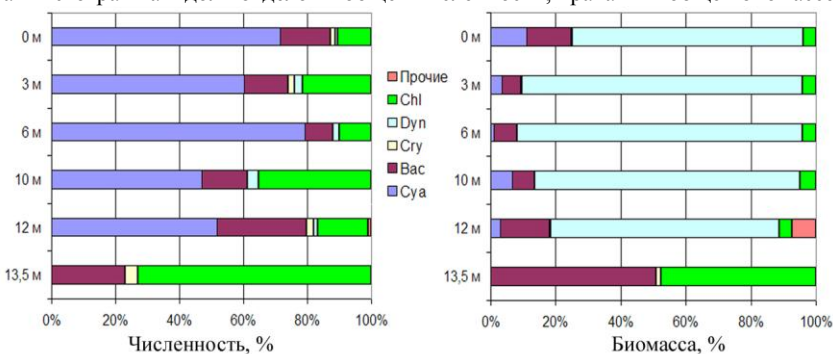
В общей численности фитопланктона в июне практически на всех биотопах доминировали цианобактерии (рис. 35, 37). В сентябре степень их доминирования на глубоководной ст. III снижалась, а на ст. II они уступали доминирующее положение диатомовым. Второе место по численности практически на всех станциях занимали представители зеленых водорослей; их наибольший вклад регистрировался в придонных горизонтах глубоководной ст. III (рис. 36) (при очень низкой общей численности), а также в зарослях водяной сосенки и хары (рис. 37). На пелагических станциях была значительна доля криптофитовых, а в открытой литорали они преобладали по численности над остальными группами.

По биомассе в пелагиали наблюдалось сильное доминирование динофлагеллят. В зарослевой зоне, однако, доминировали зеленые водоросли (37%), диатомовые и цианобактерии составляли 23 и 19% общей биомассы, а динофлагелляты (12%) оставались на четвертом месте. Это связано, видимо, с полным отсутствием здесь наиболее массового вида динофитовых – *Ceratium hirundinella*.

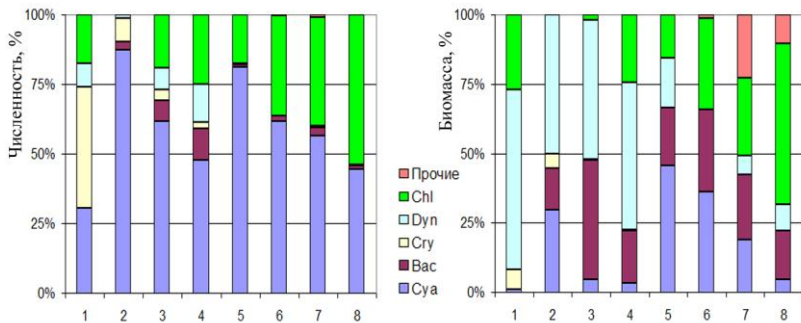
Таксономический состав водорослей, формирующих общую биомассу фитопланктона, широко варьировал в разных зарослевых биотопах. Если в зарослях рогоза, а также в зарослях рдеста пронзеннолистного она была относительно близка к структуре сообщества на пелагических станциях (за исключением большей доли диатомовых), то в зарослях тростника и лютика была выше доля цианобактерий. Максимальные показатели численности и биомассы фитопланктона, а также наибольшее разнообразие на уровне отделов (табл. 33) зарегистрировано в зарослях водяной сосенки и хары.



**Рис. 35.** Таксономическая структура фитопланктона пелагических станций и зарослей макрофитов по числу видов водорослей. Отделы водорослей: Суа – цианобактерии, Вас – диатомовые, Сру – криптофитовые, Дун – динофитовые, Chl – зеленые водоросли. Левая гистограмма – доли отделов в общей численности, правая – в общей биомассе.



**Рис. 36.** Таксономическая структура фитопланктона по числу видов на разных горизонтах пелагической станции III. Обозначения отделов водорослей – как на рис. 35.



**Рис. 37.** Таксономическая структура фитопланктона на разных станциях литоральной зоны. 1 – открытая литораль, южный берег; станции с различными доминирующими видами растений: 2 – *Typha angustifolia* L. (восточный берег); 3 – то же, западный берег; 4 – *Potamogeton perfoliatus* L.; 5 – *Ranunculus circinatus* Sibth.; 6 – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.; 7 – *Hippuris vulgaris* L., 8 – *Chara* sp.. Обозначения отделов водорослей – как на рис. 35.

Из 150 видов, обнаруженных в озере, более половины (82) были встречены только в одной пробе, и только 11 (табл. 34) обнаружены более чем в 20% всех проб. Из этих видов *Cerarium hirundinella* и *Aulacoseira granulata* не встречались в литоральной зоне. *Anabaena (Trichormus) variabilis*, напротив, никогда не обнаруживался в пелагиали. Кроме того, в основном к литорали были приурочены зеленые водоросли *Dictyosphaerium subsolitaria* и *Didymocystis planctonica*. Такие виды, как *Chlamydomonas globosa*, *Ankyra juncidum*, *Cerarium hirundinella* и *Aulacoseira granulata*, значительно чаще встречались в пробах в сентябре, чем в июне (последний вид в июне отсутствовал). *Ankyra juncidum* в июне встречалась только в литорали, а в сентябре была обнаружена почти в 90% планктонных проб. Таким образом, очевидны различия фитопланктонных сообществ между пелагической и литоральной зоной озера не только по доминирующим видам, но и по встречаемости видов "ядра фитопланктона", а также его сезонные перестройки.

**Таблица 34.** Виды фитопланктона с наибольшей встречаемостью и их встречаемость (%) по озеру в целом и в отдельных группах проб

от- дел	Вид	Все озеро	Пелагиаль			Лито- раль
			июнь	сен- тябрь	в це- лом	
Сгу	<i>Chroomonas acuta</i>	81,5	100,0	75,0	89,5	62,5
Сгу	<i>Microcystis aeruginosa</i>	74,1	54,5	87,5	68,4	87,5
Сгу	<i>Chlamydomonas globosa</i>	40,7	18,2	75,0	42,1	37,5
Сгу	<i>Ankyra juncidum</i>	37,0	0	87,5	36,8	37,5
Сгу	<i>Cerarium hirundinella</i>	33,3	18,2	87,5	47,4	0
Сгу	<i>Aulacoseira granulata</i>	29,6	0	100	42,1	0
Сгу	<i>Oocystis borgii</i>	29,6	18,2	37,5	26,3	37,5
Сгу	<i>Dictyosphaerium subsolitaria</i>	25,9	18,2	12,5	15,8	50,0
Сгу	<i>Tetraedron minimum</i>	25,9	36,4	12,5	26,3	25,0
Сгу	<i>Anabaena (Trichormus) variabilis</i>	22,2	0	0	0	75,0
Сгу	<i>Synedra acus</i>	22,2	0	25,0	10,5	50,0
Сгу	<i>Didymocystis planctonica</i>	22,2	9,1	25,0	15,8	37,5

Хотя среди цианобактерий в большинстве проб был зарегистрирован *Microcystis aeruginosa*, обычный возбудитель массовых цветений воды в эвтрофных пресных водоемах, его численность в озере была низка, и он присутствовал в виде одиночных клеток и только в одной литоральной пробе – в виде небольших колоний. Поэтому можно полагать, что этот вид развивается в озере в перифитоне и бентосе, а его присутствие в планктоне – результат заноса из этих биотопов.

В целом, средние количественные показатели развития фитопланктона в озере очень невелики (табл. 35). Только в зарослевой зоне численность пре-

вышает 1 млн кл./л. Биомассы в пелагической части озера в июне характерны для ультраолиготрофных, а в остальных биотопах и в среднем по озеру – олиготрофных условий. По степени развития фитопланктона состояние озера можно оценить как "очень хорошее" (класс качества I). Однако по величинам сапробности, в среднем по озеру оно относится к  $\beta$ -мезосапробным, что соответствует классу качества III. Это противоречие объясняется, очевидно, тем, что озеро высокоминерализовано, имеет повышенный природный уровень сульфатов и щелочной рН. Эти факторы неблагоприятны для большинства видов-индикаторов низкого уровня сапробности, которые одновременно являются галофобами и ацидофилами. В то же время, типичные виды-индикаторы высокой сапробности развиваются в озере в незначительных количествах.

**Таблица 35.** Средние ( $\pm$  доверительный интервал) количественные показатели развития фитопланктона: численность (N), биомасса (B), индивидуальная масса особи (W) и индекс сапробности

<i>Биотоп</i>	<i>n</i>	<i>N, млн кл/л</i>	<i>B, мг/л</i>	<i>W, пг/экз.</i>	<i>Сапробность</i>
<b>июнь</b>					
<b>Зона открытой воды</b>	12	0,058 $\pm$ 0,047	0,049 $\pm$ 0,036	1,17 $\pm$ 0,73	2,03 $\pm$ 0,06
<b>Зона зарослей</b>	7	1,165 $\pm$ 0,892	0,236 $\pm$ 0,152	0,49 $\pm$ 0,42	1,99 $\pm$ 0,1
<b>Все озеро</b>	19	0,466 $\pm$ 0,399	0,118 $\pm$ 0,071	0,92 $\pm$ 0,5	2,02 $\pm$ 0,05
<b>сентябрь</b>					
<b>Зона открытой воды</b>	8	0,275 $\pm$ 0,165	0,339 $\pm$ 0,125	1,65 $\pm$ 0,92	2,06 $\pm$ 0,16
<b>В целом</b>					
<b>Зона открытой воды</b>	20	0,145 $\pm$ 0,084	0,165 $\pm$ 0,083	1,36 $\pm$ 0,57	2,05 $\pm$ 0,07
<b>Зона зарослей</b>	7	1,165 $\pm$ 0,892	0,236 $\pm$ 0,152	0,49 $\pm$ 0,42	1,99 $\pm$ 0,1
<b>Все озеро</b>	27	0,41 $\pm$ 0,285	0,183 $\pm$ 0,072	1,13 $\pm$ 0,45	2,03 $\pm$ 0,06

Примечание. n – число проб. Показаны средние значения  $\pm$  доверительные интервалы при уровне значимости 95%.

В целом, состояние фитопланктона озера в летний период 2010 г. можно рассматривать как хорошее. Однако при увеличении концентраций в воде биогенных элементов можно прогнозировать начало массового летнего развития в планктоне цианобактерий – возбудителей цветения воды (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanisomenon flos-aqua*), присутствующих в составе фитопланктона в зарослях макрофитов. При их массовом развитии *Ceratium*, вероятно, исчезнет.

### **Развитие фитопланктона в 2012 г.**

**Видовой состав.** В составе фитопланктона оз. Кандры-Куль в 2012 г. нами был зарегистрирован 231 таксон водорослей рангом ниже рода из 8 отделов. Наибольшим числом видовых и внутривидовых таксонов отличается отдел зеленых водорослей (37% общего числа зарегистрированных), затем следовали диатомовые (27%), синезеленые (19%), эвгленовые (6%), криптофитовые (5%), динофитовые (4%), золотистые (2%) и желтозеленые водоросли (1%) (табл.

36). Таксономическая структура альгофлоры планктона изменяется по сезонам (табл. 36).

Весной диатомовые и зеленые водоросли играют приблизительно одинаковую роль в ее формировании, составляя соответственно 35% и 32% общего числа видов водорослей, зарегистрированных в этот период. Доля представителей цианобактерий в весеннем фитопланктоне составляет 13%.

**Таблица 36.** Таксономический состав альгофлоры планктона в 2012 г.

<i>Отдел</i>	<i>Число видовых и внутривидовых таксонов</i>			
	<i>май</i>	<i>июль</i>	<i>сентябрь</i>	<i>Всего</i>
<b>Синезеленые</b>	13	41	13	<b>45</b>
<b>Золотистые</b>	3	3	0	<b>4</b>
<b>Диатомовые</b>	32	48	36	<b>62</b>
<b>Желтозеленые</b>	0	2	0	<b>2</b>
<b>Криптофитовые</b>	7	10	6	<b>11</b>
<b>Динофитовые</b>	4	8	1	<b>9</b>
<b>Эвгленовые</b>	5	8	2	<b>13</b>
<b>Зеленые</b>	35	78	18	<b>85</b>
<b>Всего</b>	<b>99</b>	<b>198</b>	<b>76</b>	<b>231</b>

Летний фитопланктон оз. Кандры-Куль отличается максимальным видовым богатством. При этом изменяется и его таксономическая структура: в составе альгофлоры планктона по-прежнему преобладают зеленые водоросли, составляя 39% от общего числа видовых и внутривидовых таксонов водорослей, зарегистрированных в этот период. Увеличение видового богатства зеленых водорослей в летний период происходит, в основном, за счет возрастания в альгофлоре планктона числа хлорококковых водорослей, которые, как известно, достигают наибольшего разнообразия и наибольшего обилия в эвтрофных и гиперэвтрофных озерах (Трифенова, 1990). Роль диатомовых водорослей значительно снижается, и их доля составляет 21% от общего числа зарегистрированных видов, разновидностей и форм. Возрастает и число видов цианобактерий, значение которых в формировании летнего фитопланктона такое же, как и у диатомовых водорослей (21% от общего видового богатства альгофлоры). Синезеленые водоросли (цианобактерии) являются возбудителями процесса "цветения" воды. В оз. Кандры-Куль летом развиваются несколько видов из родов *Planktolyngbia*, *Limnothrix*, *Pseudoanabaena*, характеризующихся способностью к миксотрофному (смешанному) типу питания. Представители рода *Oscillatoria* в оз. Кандры-Куль обнаружены единично на 1-2х станциях в летний и осенний период.

Осенью значение зеленых водорослей в формировании видового богатства альгофлоры планктона значительно снижалось – до 24% от всех встреченных видовых и внутривидовых таксонов. Наибольшим видовым богатством отличался отдел диатомовых водорослей, на долю которых приходилось 48% от общего числа зарегистрированных в этот период видовых и внутривидовых таксонов водорослей. Доля цианобактерий осенью составляла 18%.

В оз. Кандры-куль в 2012 г. также были зарегистрированы представители отделов криптофитовых, динофитовых, эвгленовых, золотистых и желтозеленых водорослей. Наибольшее число видовых таксонов из этих отделов водорослей было обнаружено в летний период.

**Пространственно-временные изменения таксономической структуры фитопланктона.** Наибольшее видовое богатство водорослей на всей акватории оз. Кандры-Куль было зарегистрировано в летний период (табл. 37). Весной и осенью число видовых и внутривидовых таксонов водорослей в водоеме было в 2 раза ниже. Видовое богатство планктонных водорослей весной и летом было выше в литорали, а осенью – в пелагиали. Максимальное число видов, разновидностей и форм водорослей было отмечено летом у западного берега озера.

**Таблица 37.** Число видов, разновидностей и форм водорослей (усредненный показатель  $\pm$  доверительный интервал) в различных районах озера в 2012 г.

<i>Биотоп</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>
<b>Пелагиаль, 0 м</b>	12,5 $\pm$ 6,11	24 $\pm$ 5,68	13 $\pm$ 1,07
<b>Пелагиаль, инт</b>	10 $\pm$ 2,35	21,4 $\pm$ 3,17	13,2 $\pm$ 2,38
<b>Литораль:</b>			
<b>Северный берег</b>	9 $\pm$ 7,8	23,7 $\pm$ 8,64	9 $\pm$ 1,95
<b>Восточный берег</b>	6	31 $\pm$ 7,06	10 $\pm$ 1,13
<b>Южный берег</b>	12	22 $\pm$ 4,93	6,3 $\pm$ 1,13
<b>Западный берег</b>	14,3 $\pm$ 6,43	40 $\pm$ 22,9	8,3 $\pm$ 0,65
<b>Открытая литораль в целом</b>	10,2 $\pm$ 4,17	29 $\pm$ 4,56	10 $\pm$ 1,71
<b>Все озеро</b>	<b>10<math>\pm</math>1,79</b>	<b>24<math>\pm</math>3,45</b>	<b>11,6<math>\pm</math>1,65</b>

**Весной (май)** таксономическая структура планктонных водорослей, развивающихся в различных частях озера была, достаточно близка. Ее основу формировали зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли. Видовое богатство альгофлоры пелагической части водоема и литоральной отличались незначительно как по общему числу видов, так и по таксономической структуре (рис. 38). Число видов водорослей в пелагиали и зоне открытой литорали близко. В литоральной зоне наибольшим видовым богатством альгофлоры планктона отличается южный берег. Наименьшее число видовых и внутривидовых таксонов водорослей было зарегистрировано в районе восточного берега, при этом здесь практически отсутствовали хлорококковые водоросли, и была достаточно низка доля синезеленых водорослей (рис. 38).

**Летом (июль)** альгофлора планктона оз. Кандры-Куль отличалась большим видовым богатством (рис. 38). В литоральной зоне общее число видовых и внутривидовых таксонов водорослей было выше, чем в пелагиали. Таксономическая структура альгофлоры близка во всех районах озера. В ее основе, как и весной, синезеленые, зеленые и диатомовые водоросли (рис. 38). По сравнению с весной, в формировании общего состава альгофлоры несколько возрастает доля синезеленых и зеленых водорослей.

**Осенью (сентябрь)** альгофлора планктона была самой бедной. В этот период число видов водорослей было в 1,5 раз меньше, чем весной и в 2 раза



меньше, чем летом. Видовое богатство альгофлоры в этот период определялось диатомовыми водорослями (рис. 38), а роль зеленых и синезеленых водорослей в его формировании менее значима, чем летом.

**Количественное развитие водорослей в оз. Кандры-Куль в 2012 г.** Максимальное количественное развитие водорослей в озере было зарегистрировано в июле, а в мае и сентябре численность фитопланктона была ниже на порядок и более (табл. 38). Сезонные изменения биомассы фитопланктона были аналогичны – максимум в июле, а в мае и сентябре показатели биомассы были ниже на порядок (табл. 39, рис. 39).

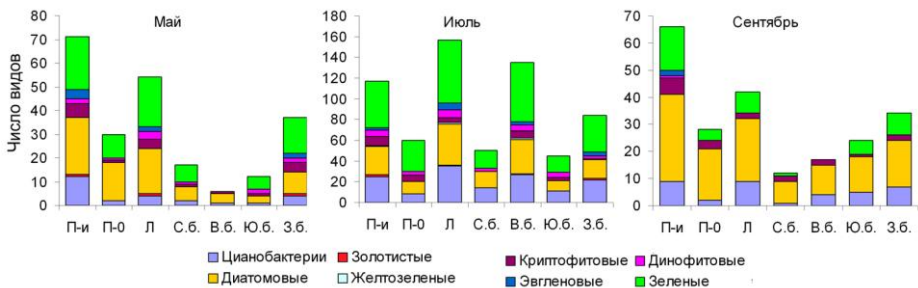
**Таблица 38.** Численность фитопланктона (тыс. кл./л) в различных районах озера в 2012 г.

<i>Биотоп</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>
<b>Пелагиаль, 0 м</b>	64±29,8	1019,2±369,3	232±114,5
<b>Пелагиаль, инт</b>	171,9±160	1590,7±673,5	191,4±69,2
<b>Литораль:</b>			
<b>Северный берег</b>	67±21,6	700,7±602,1	76±27,4
<b>Восточный берег</b>	11	533,3±128,7	96±78,3
<b>Южный берег</b>	64	2152,7±2268,1	134,6±62,16
<b>Западный берег</b>	165,3±126,5	3477,3±2675	153,3±34,6
<b>Открытая литораль</b>	100,7±67,2	1721±1035,3	118,6±30,94
<b>Все озеро</b>	<b>100,8±98,3</b>	<b>1555,7±529,9</b>	<b>159,3±46,3</b>

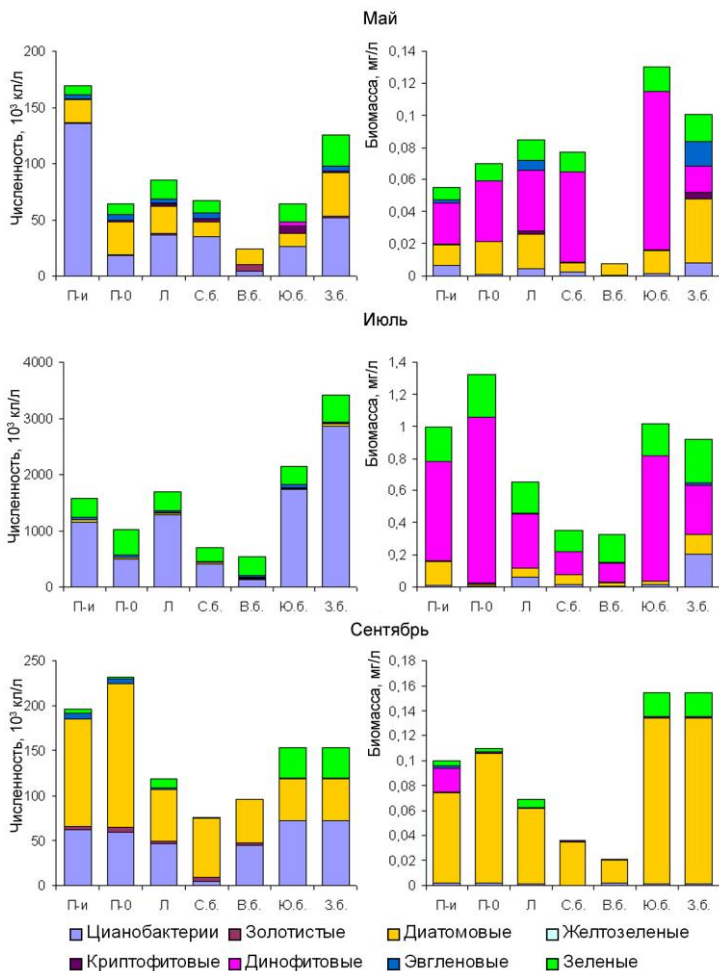
**Таблица 39.** Биомасса фитопланктона (мг/л) в различных районах озера в 2012 г.

<i>Биотоп</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>
<b>Пелагиаль, 0 м</b>	0,07±0,03	1,32±0,8	0,109±0,06
<b>Пелагиаль, инт</b>	0,055±0,032	1,0±0,37	0,101±0,04
<b>Литораль:</b>			
<b>Северный берег</b>	0,08±0,1	0,35±0,13	0,04±0,02
<b>Восточный берег</b>	0,007	0,33±0,05	0,02±0,01
<b>Южный берег</b>	0,13	1,02±0,9	0,24±0,13
<b>Западный берег</b>	0,1±0,1	0,92±0,64	0,3±0,21
<b>Открытая литораль</b>	0,08±0,05	0,65±0,3	0,16±0,1
<b>Все озеро</b>	<b>0,07±0,02</b>	<b>0,93±0,26</b>	<b>0,12±0,04</b>

**В мае** минимальные показатели численности фитопланктона отмечались в восточной части озера, максимальные – в западной. В поверхностном слое воды в пелагиали численность водорослей была сравнима с литоралью, но в более глубоких слоях существенно возрастала. Практически по всему водоему, за исключением его восточной части, где численность фитопланктона определяли диатомовые, ведущая роль в ее формировании принадлежала синезеленым водорослям (рис. 39).



**Рис. 38.** Таксономическая структура альгофлоры планктона. Обозначения: П-и – пелагиаль интегрально, П-0 – пелагиаль, 0 м, Л – литораль в целом, С.б. – северный берег, В.б. – восточный берег, Ю.б. – южный берег, З.б. – западный берег.



**Рис. 39.** Численность и биомасса фитопланктона. Обозначения – как на рис. 38.

Биомасса фитопланктона в весенний период практически на всем озере определялась динофитовыми водорослями (за исключением восточного берега, где ведущая роль в ее формировании принадлежала диатомовым). Максимальные показатели биомассы были отмечены в районе южного берега (рис. 39). В районе западного берега значительную долю в общей биомассе играют диатомовые водоросли. Кроме того, именно в этой части озера зарегистрированы достаточно высокие показатели биомассы эвгленовых водорослей – обитателей мелких, хорошо прогреваемых, богатой органикой вод (Водоросли, 1989).

**В июле** наибольшая численность водорослей наблюдалась у южного и западного берегов водоема (рис. 39). Основу общей численности фитопланктона в этот период на всей акватории составляли синезеленые водоросли.

Несмотря на это, ведущая роль в формировании общей биомассы фитопланктона практически по всей акватории озера (как и в мае) принадлежала динофитовым водорослям, и только в западной части водоема значительную роль играли синезеленые водоросли (рис. 39). Максимальная биомасса была зарегистрирована в поверхностном слое воды в пелагиали, а минимальная – в северной и восточной литорали.

Высокие показатели биомассы фитопланктона в июле определялись развитием различных форм *Ceratium hirundinella*. Этот вид развивается в водоемах с очень широким диапазоном трофического уровня, и поэтому его численность может служить индикатором трофического статуса водоема, т.к. он удовлетворяет основным требованиям, предъявляемым к видам-индикаторам: легкая идентификация, простой количественный учет, космополитическое распространение (Hellawell, 1986). Существует и ориентировочная шкала трофического типа озер, в зависимости от уровня максимальной численности этого вида: олиготрофные – меньше 10 тыс. кл./л; мезотрофные – 10-100 тыс. кл./л; эвтрофные – более 100 тыс. кл./л и высокотрофные – более 500 тыс. кл./л В фитопланктоне оз. Кандры-Куль максимальная численность этого вида в 2010 г. составила 8 тыс. кл./л, т.е. водоем в этот период можно отнести к олиготрофному типу. В июле 2012 г. численность *Ceratium hirundinella* нередко достигала 30 тыс. кл./л, что позволяет сделать заключение, что, в отличие от 2010 г., в 2012 г. качество воды в озере в летний период ухудшилось, и соответствовало мезотрофному типу.

**В сентябре** в формировании общей численности фитопланктона по всей акватории озера принимают активное участие диатомовые и синезеленые водоросли (рис. 39). Максимальные показатели численности водорослей зарегистрированы в пелагиали в поверхностном горизонте. Западная часть озера характеризуется тем, что здесь возрастает роль синезеленых водорослей, доля которых в общей численности превышает таковую у диатомовых водорослей, которые доминируют во всех остальных районах озера. Биомасса фитопланктона в сентябре 2012 г. полностью определялась представителями отдела диатомовых водорослей. Ее максимальные показатели отмечены нами в районе западного берега водоема (рис. 39).

**Качество воды и трофический статус оз. Кандры-Куль по показателям фитопланктона в 2012 г.** Общепринято, что биомасса фитопланктона являет-

ся показателем, который используют для определения класса качества воды водоема (Оксиюк и др., 1993). В соответствии со шкалами классов качества воды и трофности, предлагаемыми этими авторами, воду оз. Кандры-Куль, в целом, можно отнести ко второму классу качества ("чистая"), разряду 2б – "вполне чистая".

При этом в мае практически вся акватория водоема (за исключением южного и восточного берегов) относилась к 1 классу качества воды, разряду "предельно чистая", а вода у южного и западного берегов – ко 2-му классу ("чистая"), разряду 2а – "очень чистая". Средний показатель биомассы в июле, рассчитанный для всего озера, также соответствовал 2-му классу качества воды. Однако значения биомассы в пелагиали и южной литорали были выше; следовательно, в этих районах класс качества воды был ниже – 3 ("удовлетворительной чистоты"), разряда 3а ("достаточно чистая"). В осенний период качество воды в озере по биомассе фитопланктона на всех исследованных станциях можно отнести вновь ко 2-му классу, разряду 2а.

Из зарегистрированных в оз. Кандры-Куль в 2012 г. 231 видовых и внутривидовых таксонов водорослей 139 (60%) являются показателями различной степени органического загрязнения. Из них 45% относятся к показателям его низкой степени (от  $\sigma$ - до  $\beta$ ), 34% – средней степени ( $\beta$ -мезосапробы) и 23% являются видами-индикаторами высокой степени органического загрязнения (от  $\beta$ - $\alpha$  до  $\rho$ - $\alpha$ ):

<b>Зона сапробности</b>	$\sigma$	$\sigma$ - $\beta$	$\beta$ - $\sigma$	$\sigma$ - $\alpha$	$\beta$	$\beta$ - $\alpha$	$\alpha$ - $\beta$	$\alpha$	$\beta$ - $\rho$	$\rho$ - $\alpha$
<b>Число таксонов</b>	13	13	24	13	<b>47</b>	13	7	6	5	1
<b>%</b>	9,2	9,2	16,9	9,2	<b>33,1</b>	9,2	4,9	4,2	3,5	0,7

Средний индекс сапробности, рассчитанный по фитопланктону, составил 1,95, что соответствует  $\beta$ -мезосапробному типу.

Трофический статус оз. Кандры-Куль в 2012 г., определенный по средней за период наблюдений биомассе фитопланктона (0,39 мг/л), соответствует олиготрофному уровню (Трифонов, 1990, Китаев, 2007). Однако выраженные пространственные и сезонные колебания биомассы фитопланктона (0,01-2,93 мг/л) позволяют отнести оз. Кандры-Куль к переходному от олиготрофного трофического уровня к мезотрофному. На происходящее эвтрофирование оз. Кандры-Куль указывает и увеличение численности *Ceratium hirundinella* на некоторых станциях до величин, характерных для мезотрофного водоема.

## ГЛАВА 9

### БАКТЕРИОПЛАНКТОН

**Методы.** Для бактериологического анализа пробы воды отбирали в 2 стерильные стеклянные склянки, одну из которых фиксировали формалином до конечной концентрации 2%. Для определения численности, биомассы, размерной и морфологической структуры бактериопланктона пробы воды объемом 3-5 мл, предварительно фиксированные формалином, фильтровали через мембранный фильтр диаметром пор 0,2 мкм. Все параметры определяли эпифлуоресцентным методом после окраски 4',6-диамино-2-фенилиндолом (Porter, Feig, 1980). Для учета общей численности просчитывали не менее 500 бактериальных клеток в пробе (типично 1500 клеток). Для определения размерной структуры, общей биомассы и среднего объема клеток измеряли линейные размеры 150-300 клеток. Объем рассчитывали по формулам объема геометрических фигур, удельный вес клетки принимали равным 1 г/см<sup>3</sup>. Размерную структуру бактериопланктона определяли, как было описано ранее (Уманская, 2004).

Для учета численности различных групп гетеротрофных бактерий использовали ряд неэлективных и элективных сред (табл. 40). Определенный объем воды (0,2-1 мл) без предварительного концентрирования или разбавления вносили в чашки с твердыми средами (табл. 34). Понятие "бактерии группы кишечных палочек" включает различных представителей семейства Enterobacteriaceae: pp. *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* и др. По международной классификации, такие микроорганизмы относят к общим колиформным бактериям (ОКБ). Для их учета стерильно фильтровали определенный объем воды и проращивали фильтр на агаризованной среде Эндо. Численность всех групп культивируемых микроорганизмов выражали в количестве колониеобразующих единиц на мл пробы (КОЕ/мл).

**Таблица 40.** Список сред, использованных для определения численности культивируемых микроорганизмов

<i>№ п/п</i>	<i>Среда</i>	<i>Целевые микроорганизмы</i>	<i>Способ посева</i>	<i>Источник</i>
1.	R2A	Все гетеротрофные бактерии	Глубинный	Reasoner, Gel-dreich, 1985
2.	РПА	"Сапрофитные" бактерии	Глубинный	
3.	Агар Чапека, (рН 7.0)	Грибы, актиномицеты	Глубинный	Кузнецов, Дубинина, 1989
4.	Эндо	Общие колиформные бактерии	На фильтре	
5.	Агаризованная ср. Хатчинсона	Целлюлозоразлагающие бактерии	Поверхностный	

## Общая характеристика бактериопланктона

**Пространственное распределение и сезонная динамика общей численности и биомассы бактериопланктона.** В 2010 г. общая численность бактерий изменялась от 0,39 до  $3,83 \times 10^6$  кл./мл, а общая биомасса бактерий – от 0,050 до 0,866 мг/л. В 2012 г. общая численность бактерий изменялась в пределах  $0,35-4,07 \times 10^6$  кл./мл, а биомасса – от 0,033 до 0,453 мг/л (табл. 41). В 2010 г. в сентябре, по сравнению с июнем, общая численность бактерий в пелагиали в среднем увеличилась в 1,6 раза, тогда как в литорали – несколько уменьшилась. При этом во всех исследованных биотопах отмечено снижение биомассы в сентябре (табл. 41), связанное с уменьшением средних размеров клеток. В 2012 г. направление сезонных изменений численности и биомассы бактерий и в пелагиали, и в литорали было одинаковым, с максимумом в июле (табл. 41). Практически во все даты наблюдений в зарослях макрофитов регистрировались повышенные численность и биомасса бактерий (табл. 41, 43, 44, рис. 46).

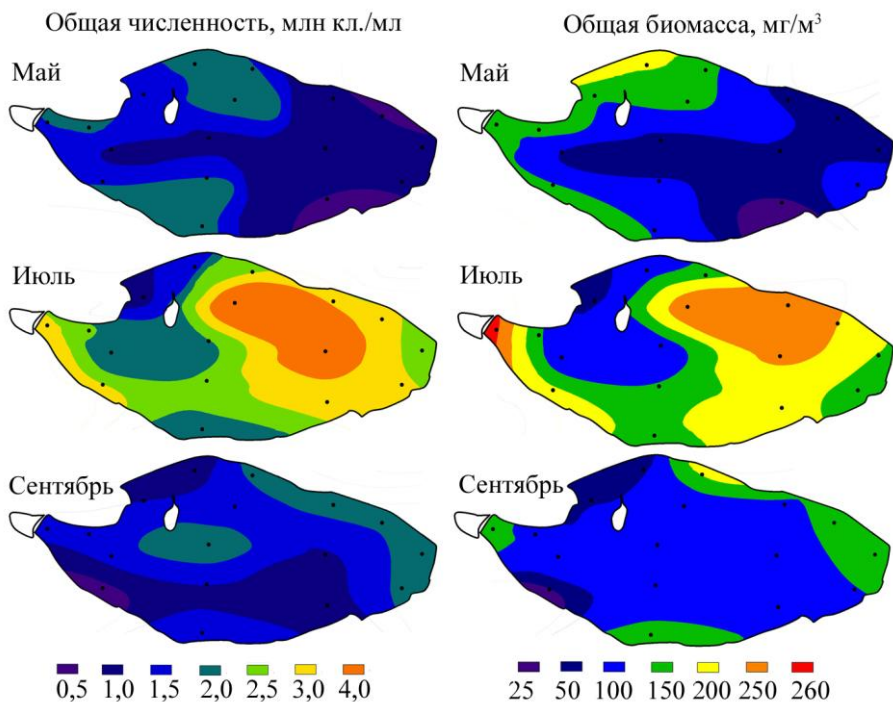
**Таблица 41.** Общие количественные показатели развития бактериопланктона в озере

<i>год</i>	<i>2010 г.</i>		<i>2012 г.</i>		
	<i>23-25.06</i>	<i>1-2.09</i>	<i>27-29.05</i>	<i>19-21.07</i>	<i>19-21.09</i>
<i>месяц</i>					
<b>Численность, млн кл./мл</b>					
Пелагиаль, 0 м	0,78±0,35	1,44±0,05	1,21±0,36	2,52±0,79	1,23±0,28
Пелагиаль, инт.	0,82±0,15	1,28±0,18	1,20±0,18	2,20±0,27	1,24±0,14
Открытая литораль*	0,39	–	1,13±0,29	2,20±0,40	1,28±0,28
Заросли макрофитов	1,99±0,99	1,45±0,27	1,82	3,52±0,54	1,53±0,43
<b>Все озеро</b>	<b>1,28±0,50</b>	<b>1,34±0,15</b>	<b>1,20±0,16</b>	<b>2,35±0,25</b>	<b>1,29±0,14</b>
<b>Биомасса, мг/л</b>					
Пелагиаль, 0 м	0,096±0,075	0,127±0,030	0,095±0,041	0,221±0,111	0,124±0,012
Пелагиаль, инт.	0,115±0,034	0,108±0,013	0,098±0,014	0,212±0,043	0,133±0,014
Открытая литораль*	0,064	–	0,139±0,038	0,251±0,056	0,144±0,042
Заросли макрофитов	0,275±0,200	0,086±0,023	0,215	0,404±0,056	0,141±0,026
<b>Все озеро</b>	<b>0,170±0,090</b>	<b>0,099±0,013</b>	<b>0,117±0,019</b>	<b>0,244±0,035</b>	<b>0,139±0,016</b>

Примечание: Показаны средние значения ± доверительные интервалы при уровне значимости 95%; \* – только станции, на которых не обнаружено развитие зарослей макрофитов

На рис. 40 представлено распределение численности и биомассы бактерий в поверхностном слое воды в пелагиали и открытой литорали озера в 2012 г. В мае распределение численности бактериопланктона по акватории было довольно равномерным. Повышенная численность бактерий наблюдалась на станциях в зоне влияния автотрассы М5 и к северу от с. Кандры-Кутуй, в ме-

сте, где в апреле-начале мая наблюдался значительный сток сельскохозяйственных вод со свежесудобренных полей, а также в районе сел Кандры-Куль и Кандры-Тюмекеево. Однако, даже в этих районах общее число бактерий в планктоне не превышало  $1,78$  млн.кл./мл. В июле общая численность бактерий значительно возросла, а их распределение стало более сложным. Наивысшее развитие было отмечено в пелагических станциях северо-восточной части озера (до  $3,63 \times 10^6$  кл./мл). В сентябре общая численность существенно снизилась (но в целом осталась выше майских значений) и различия между станциями стали менее выраженными. Минимальные сезонные колебания численности бактериопланктона были обнаружены на северном берегу, вдоль автотрассы, а максимальные – на станциях восточного берега (рис. 40).



**Рис. 40.** Пространственное и временное распределение общей численности и биомассы бактериопланктона в оз. Кандры-Куль в 2012 г. Показано распределение бактерий на основных станциях в пелагиали и открытой литорали без учета заросших мелководий

Пространственное распределение общей биомассы бактерий в 2012 г. было, в общем, сходно с изменениями общей численности. В июле максимальная биомасса была зафиксирована на ст. 13 в западной части озера. Наименьшие колебания биомассы по акватории были выявлены в сентябре (табл. 41, рис. 40). Различия между распределением численности и биомассы были связаны с изменениями среднего объема клеток. В 2012 г. наименьший средний объем

клеток во все месяцы наблюдался в пелагиали, а наибольший – на тех или иных участках литоральной зоны. На ряде литоральных станций в отдельные даты отмечалось периодическое увеличение среднего объема клеток, что могло быть вызвано попаданием в воду более крупных почвенных бактерий за счет их смыва с прилегающей территории. Максимальный средний размер клеток был зафиксирован на ст. 13 (западная часть озера), где в планктон периодически попадали крупные трихомы *Beggiatoa* sp. (бесцветные серные бактерии), которые развивались на поверхности грунта и макрофитов на этой станции.

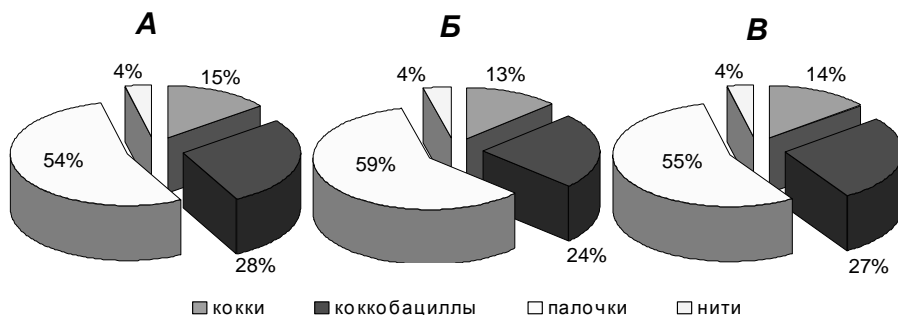
**Структура сообщества бактериопланктона.** В составе бактериопланктона во всех водных экосистемах присутствуют свободно плавающие одиночные клетки, которые, как правило, в крупных озерах и водохранилищах составляют большую часть планктона. Кроме них, в состав бактериопланктона входят бактерии, объединенные в микро- и макроколонии, цепочки, связанные с минеральными и органическими взвешенными частицами, развивающиеся вокруг живых и мертвых водорослей, простейших и т.д. Все эти бактерии объединяют одним термином – агрегированный бактериопланктон.

В оз. Кандры-Куль, как и в других крупных водоемах, преобладали одиночные свободноплавающие клетки, а вклад агрегированного бактериопланктона был незначительным. Бактериальные агрегаты представляли собой в основном многоклеточные нити (цепочки из 4-х и более палочковидных клеток) и микроколонии, в некоторых случаях бактерии были ассоциированы с частицами детрита. В июне 2010 г. в пелагических пробах и пробах из открытой литорали доля агрегированного планктона была крайне мала (в среднем 0,6% общей численности, в 58% проб), причем в основном он обнаруживался в гипolimнионе. В зарослях агрегированный планктон встречался в 72% всех проб, а его доля составила в среднем 2,3% общей численности. В сентябре 2010 г. численность агрегированного планктона (преимущественно на частицах детрита и в виде колоний) увеличилась и в среднем составила 14,8%. Бактериальные агрегаты были обнаружены во всех пробах, видимо, из-за штормовых условий во время отбора проб и вызванного ими интенсивного перемешивания водных масс. В мае 2012 г. агрегированный бактериопланктон присутствовал во всех пробах и в среднем составлял 5,8 % ОЧБ (0,6-16,1 %) и 6,5 % ОББ (0,2-17,9 %). В июле бактериальные агрегаты были обнаружены только в 45% проб и их вклад существенно снизился – до 1,5% ОЧБ (0,1-4,0%) и до 2,0% ОББ (0,2-5,4%). В сентябре агрегированный бактериопланктон вновь присутствовал во всех пробах, причем его доля была сравнима или даже несколько выше, чем в мае – 4,6% ОЧБ (1,3-11,2 %) и 6,3 % ОББ (1,3-27,6 %). В целом, состав, частота встречаемости и количество агрегированного бактериопланктона в 2010 г. и 2012 г. были примерно одинаковыми.

В планктоне присутствовали клетки различных форм и размеров. Были обнаружены кокки, овоидные клетки (коккобациллы), прямые и слабоизогнутые палочки, вибриоидные клетки, клетки неправильной и неопределенной формы (с выростами, звездчатой формы и т.д.), прямые нити, спирилло- и спирохетоподобные нити. В зависимости от соотношения длины и ширины клеток, все они были условно разделены на 4 основные морфологические группы. В целом



в планктоне преобладали палочковидные клетки, как это характерно для пресноводных экосистем, однако, их вклад в суммарную численность несколько менялся в зависимости от времени и места отбора проб (пространственная и временная изменчивость) (рис. 41, табл. 42). Несмотря на выраженные различия морфологической структуры бактериопланктона между отдельными станциями, в целом для озера и в 2010 г., и в 2012 г., она была довольно стабильна (рис. 41, табл. 42).



**Рис. 41.** Морфологическая структура бактериопланктона различных биотопов оз. Кандры-Куль летом 2010 г.: А – открытая вода (пелагиаль и литораль), Б – заросли макрофитов, В – в целом для всего водоема. Численность групп дана в % от общей численности бактерий

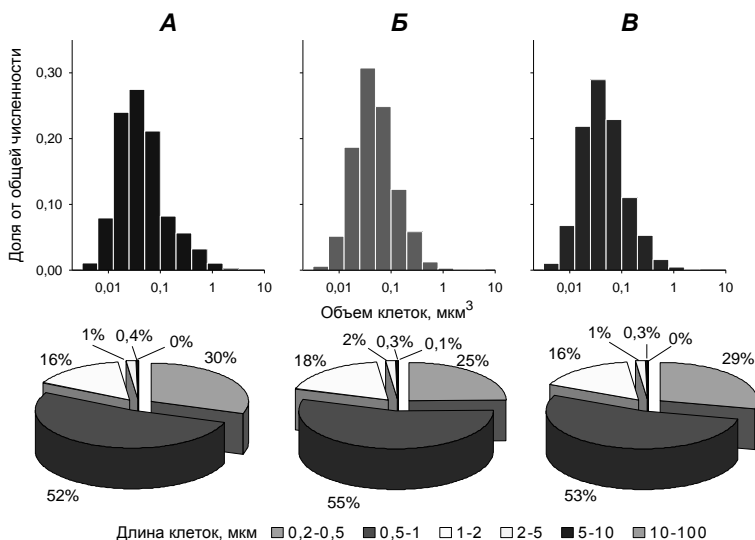
**Таблица 42.** Морфологическая структура бактериопланктона в 2012 г.

Биотоп	Численность, % ОЧБ			
	кокки	коккоба- циллы	палочки	нити
<b>Май</b>				
Пелагиаль, 0 м	17,1	30,1	52,2	0,6
Открытая литораль*	18,5	28,7	52,1	0,7
Заросли макрофитов	16,9	27,4	55,2	0,5
<b>Все озеро</b>	<b>19,8</b>	<b>30,5</b>	<b>49,1</b>	<b>0,6</b>
<b>Июль</b>				
Пелагиаль, 0 м	21,5	39,2	38,8	0,4
Открытая литораль*	18,8	38,8	42,2	0,2
Заросли макрофитов	19,4	23,7	56,8	0,0
<b>Все озеро</b>	<b>20,2</b>	<b>37,1</b>	<b>42,4</b>	<b>0,2</b>
<b>Сентябрь</b>				
Пелагиаль, 0 м	21,7	32,8	45,0	0,6
Открытая литораль*	20,7	32,8	46,0	0,5
Заросли макрофитов	21,0	31,8	46,9	0,3
<b>Все озеро</b>	<b>20,5</b>	<b>33,7</b>	<b>45,2</b>	<b>0,6</b>

Примечание. \* – среднее значение для всех литоральных станций, кроме зарослевых

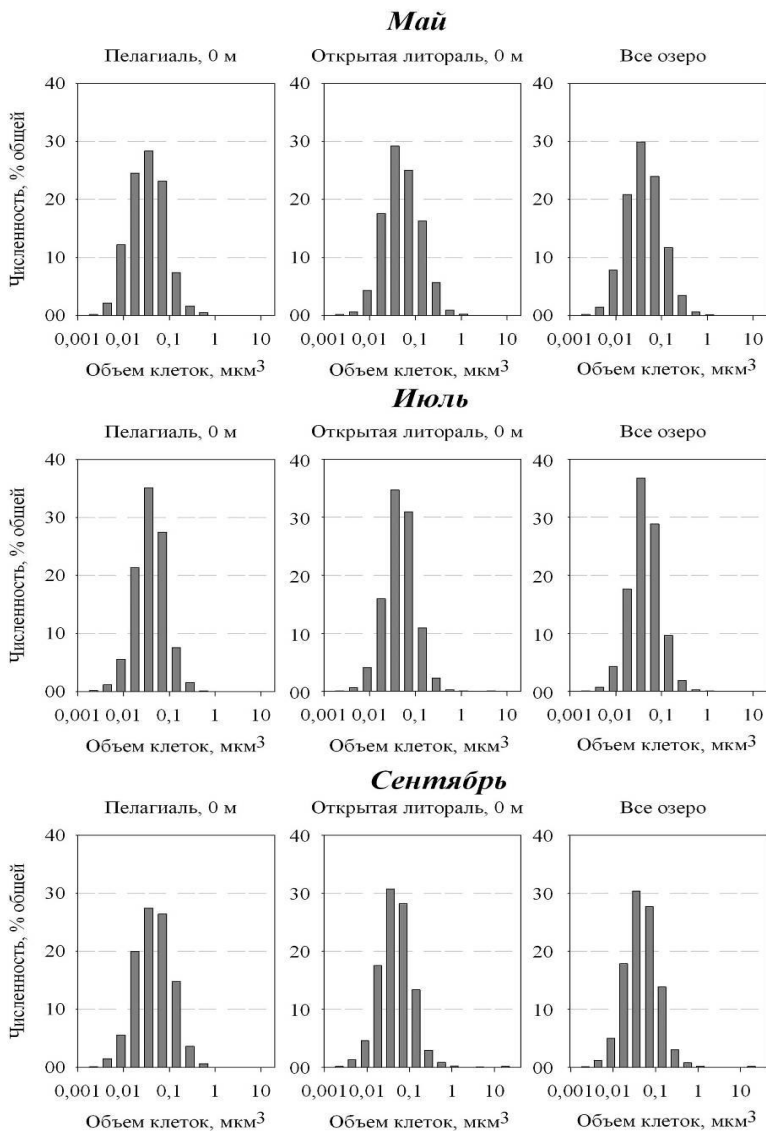
Важной характеристикой бактериопланктона является размер бактериальных клеток. Клетки различных размеров имеют разную устойчивость к выеданию простейшими и метазойным микрозоопланктоном. Соотношение числа клеток различных размеров и средний размер клеток в сообществе может изменяться в зависимости от изменений различных абиотических условий (в первую очередь, связанных с трофическим статусом водоема), метаболической активности бактерий, интенсивности их размножения и пр.

В целом, для всего озера в составе бактериопланктона преобладали клетки длиной 0,2-1 мкм. Однако длина некоторых нитевидных клеток могла достигать 43 мкм. Хотя соотношение численностей клеток различной длины на разных станциях несколько отличалось, тем не менее, для всего озера оно было почти постоянным с некоторыми различиями между пелагическими и литоральными станциями (рис. 42). Сезонные изменения были слабо выражены и носили похожий характер и в пелагиали, и в открытой литорали.



**Рис. 42.** Размерная структура бактериопланктона различных биотопов оз. Кандры-Куль летом 2010 г.: А – открытая вода (пелагиаль и литораль), Б – заросли макрофитов, В – в целом для всего водоема. Верхняя панель – размерная структура по объему клеток, нижняя – по длине клеток. На нижней панели численность групп дана в % от общей численности бактерий.

В течение всего периода наблюдений в пелагиали в составе бактериопланктона доминировали клетки объемом 0,0125-0,1 мкм³ (входящие в 3 размерных класса). Они составляли ~70-85% ОЧБ, при этом вклад каждого класса изменялся в пределах 20-35%. В литоральной зоне на большинстве станций доминировали чуть более крупные клетки размером 0,025-0,1 мкм³ (входящие в 2 размерных класса), которые давали ~50-70% ОЧБ. Соотношение клеток различных размерных классов варьировало в зависимости от места расположения станции и времени отбора (рис. 42, 43).



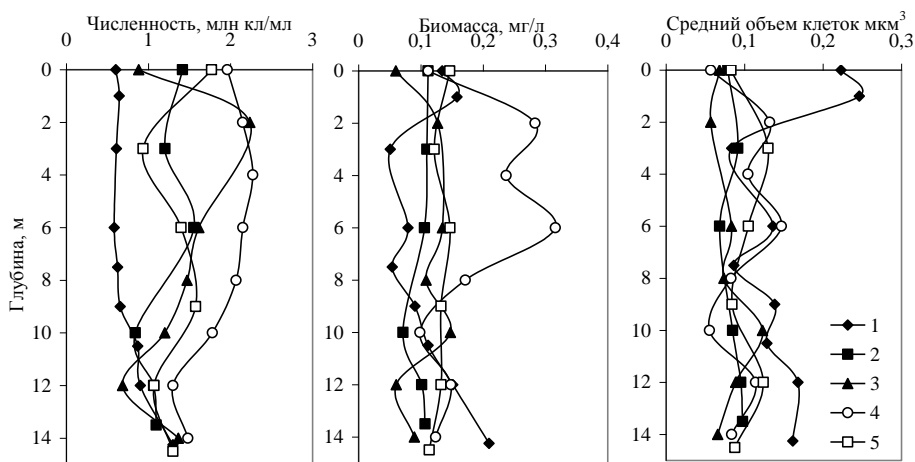
**Рис. 43.** Сезонные и пространственные изменения размерной структуры бактериопланктона в поверхностном слое воды оз. Кандры-куль в 2012 г.

**Вертикальное распределение бактериопланктона в пелагиали в области максимальной глубины.** Для понимания процессов, происходящих в водоеме, значение имеет не только распределение бактерий в поверхностном слое воды по всей акватории (горизонтальное распределение), но и особенности их развития на различных глубинах (вертикальное распределение). Характер вертикального распределения численности бактерий в слое 0-9 м суще-

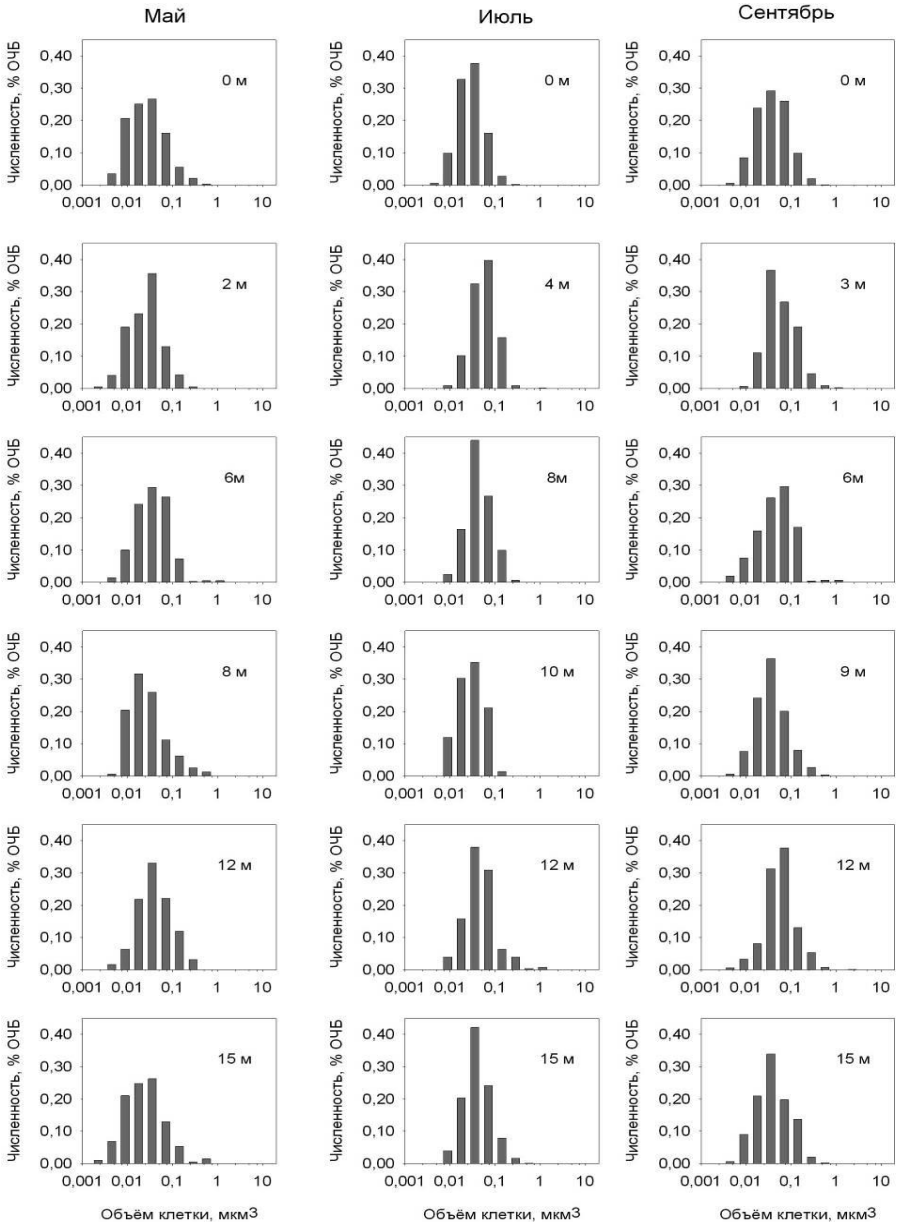
ственно изменялся в зависимости от времени (даты) отбора проб, тогда как в более глубоких слоях он оставался более стабильным (рис. 44). Так, например, в июне 2010 г. численность бактерий практически монотонно возрастала от поверхности ко дну, а в мае 2012 г. был зарегистрирован максимум на глубине 2 м. Изменения среднего объема клеток на разных глубинах в различные даты приводит к тому, что при увеличении (уменьшении) численности бактерий пропорционального изменения биомассы не наблюдается и, следовательно, характер вертикальных изменений численности и биомассы не совпадают (рис. 44).

Различия среднего объема бактериальных клеток (рис. 44) определяются изменениями размерной структуры бактериопланктона на разных глубинах (рис. 45). Как видно из этого рисунка, размерная структура бактериопланктона изменяется не только по вертикали, но в зависимости от даты отбора. С увеличением глубины изменялась степень доминирования клеток преобладающих размерных классов. При этом наиболее выраженное доминирование одного-двух размерных классов на всех глубинах наблюдалось в июле 2012 г., в период максимального развития фитопланктона в озере. В сентябре 2010 г. структурные различия бактериопланктона на различных горизонтах были практически нивелированы из-за сильного перемешивания, вызванного штормовой погодой и структура всей водной толщи была довольно однородной.

В целом, вертикальные изменения численности, биомассы и размерной структуры бактериопланктона в 2010 и 2012 гг. были очень похожи, что указывает на относительно стабильное состояние бактериопланктона в пелагиали в области максимальных глубин.



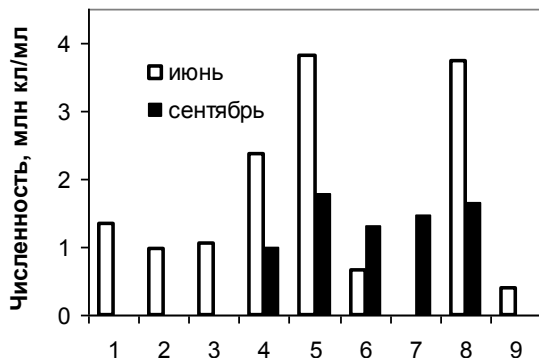
**Рис. 44.** Вертикальное распределение общей численности, биомассы и среднего объема бактериальных клеток в пелагиали оз. Кандры-Куль: 1 – 23-25.6.10; 2 – 1-2.9.10; 3 – 27-29.5.12; 4 – 19-21.7.12; 5 – 19-21.9.12.



**Рис. 45.** Вертикальные изменения размерной структуры бактериопланктона в пелагиали в разные даты 2012 г.

**Особенности развития бактериопланктона в зарослях высших водных растений.** В прибрежной части озера на значительном протяжении развивают-

ся различные виды макрофитов (см.Главу 7 "Высшая водная растительность"). В 2010 г. они формировали практически сплошной растительный пояс,



**Рис. 46.** Численность бактериопланктона в заросшей литорали в 2010 г. По оси X – станции с различными доминирующими видами растений: 1 – *Ranunculus circinatus* Sibth., 2 – *Typha angustifolia* L. (западный берег), 3 – *Typha angustifolia* L. (восточный берег), 4 – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., 5 – *Hippuris vulgaris* L., 6 – *Potamogeton perfoliatus* L., 7 – *Potamogeton pectinatus* L., 8 – *Chara* sp., 9 – открытая литораль.

занимающий все побережье (за исключением зоны пляжей и небольших участков напротив сел), причем макрофиты интенсивно развивались вплоть до глубины около 5 м. В 2012 г. зона развития макрофитов не только существенно сократилась, но и изменился их состав. Тем не менее, на мелководной части прибрежной зоны некоторые виды растений образовывали заросшие участки, разделенные участками открытой воды. На участках, покрытых зарослями макрофитов, наблюдались локальные изменения численности и/или биомассы бактерий (рис. 46, табл. 43). Скорее всего, они связаны с аллелопатическими воздействиями отдельных видов растений, с механической защитой от ветрового перемешивания в зарослях и с разной численностью микрозоопланктона и инфузорий в открытой и защищенной литорали.

**Таблица 43.** Локальные изменения численности бактериопланктона в некоторых прибрежных зарослях макрофитов в 2012 г.

Станции	Общая численность бактерий, млн кл./мл			
	18-21.07.2012		18-21.09.2012	
	Открытая вода	Заросли	Открытая вода	Заросли
<b>Заросли тростника</b>				
Ст. 10	2,148	3,507	1,921	2,122
Ст. 12	2,524	4,074	–	–
Ст. 13	2,700	2,769	1,081	1,250
Ст. 16	–	–	0,991	1,609
Ст. 16*	1,206	1,819		
<b>Заросли рдестов</b>				
Ст. 13	2,700	3,714	–	–
<b>Заросли водяной сосенки</b>				
Ст. 11	–	–	1,670	1,145

Примечание. \* – данные за 29.05.2012, в самом начале вегетации тростника

Развитие бактериопланктона в зарослевой зоне в 2010 и 2012 гг. имело существенные различия. В 2010 г. наибольшая численность бактерий наблюдалась в зарослях хары *Chara* sp. и водяной сосенки *Hippuris vulgaris* L., а наименьшая – в зарослях рдеста пронзеннолистного *Potamogeton perfoliatus* L. в июне и тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. в сентябре (рис. 46). В 2012 г. пробы на бактериопланктон были отобраны рядом с несколькими постоянными станциями на глубинах не более 1,5 м в зарослях тростника, рдестов и водяной сосенки. При этом в зарослях с преобладанием тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. и рдестов численность бактерий увеличивалась независимо от места расположения станции и времени отбора проб, а в зарослях с преобладанием водяной сосенки – наоборот, снижалась, по сравнению с рядом расположенными литоральными станциями (табл. 43). Максимальная численность бактерий была зафиксирована в июле в зарослях тростника на южном берегу озера.

**Таблица 44.** Особенности развития бактериопланктона в открытой литорали и в прибрежных зарослях макрофитов в 2012 г.

	Открытая литораль	Заросли макрофитов
<i>Май</i>		
Численность, млн кл./мл	1,13	1,82
Биомасса, мг/л	0,087	0,134
Средний объем клетки, мкм <sup>3</sup>	0,077	0,074
Агрегированный планктон		
% общей численности	7,13	6,69
% общей биомассы	7,31	6,82
<i>Июль</i>		
Численность, млн кл./мл	2,20	3,52
Биомасса, мг/л	0,150	0,199
Средний объем клетки, мкм <sup>3</sup>	0,068	0,052
Агрегированный планктон		
% общей численности	1,87	0,84
% общей биомассы	2,13	0,67
<i>Сентябрь</i>		
Численность, млн кл./мл	1,28	1,53
Биомасса, мг/л	0,093	0,086
Средний объем клетки, мкм <sup>3</sup>	0,072	0,057
Агрегированный планктон		
% общей численности	4,17	3,30
% общей биомассы	6,50	4,60

Полученные данные не позволяют выявить какие-либо закономерности по влиянию тех или иных видов макрофитов на развитие бактериопланктона. Однако различия в условиях между открытой и защищенной литорали приводят не только к изменению численности бактериопланктона, но и к значительному

изменению его структуры. В среднем, по сравнению с открытой литоралью, в зарослях увеличена общая численность и (на большинстве станций) биомасса бактерий, снижена доля агрегированного планктона; увеличен вклад более мелких клеток (для защиты от выедания микрозоопланктоном, инфузориями и бесцветными жгутиконосцами) и, следовательно, уменьшен средний объем клеток, а также изменен морфологический состав клеток (рис. 41, 42, 46, табл. 42-44).

**Особенности развития культивируемых гетеротрофных бактерий и микроскопических грибов.** Гетеротрофные бактерии, микроскопические грибы (микромикеты) и актиномицеты представляют собой важную часть микробного планктонного сообщества. Они активно участвуют в биологическом разложении органических веществ различной природы в аэробных условиях водной толщи. С одной стороны, их высокая численность может свидетельствовать, о загрязнении водоема органическими веществами, как попадающими с водосбора с сельскохозяйственными и бытовыми стоками, так и образующимися в самом водоеме за счет жизнедеятельности гидробионтов. С другой стороны, интенсивное развитие всех этих микроорганизмов свидетельствует о том, насколько активно происходит микробиологическая деградация органики, т.е. самоочищение водоема.

Поэтому, кроме учета общих количественных и структурных показателей бактериопланктона, необходимо оценивать и численность культивируемых гетеротрофных бактерий, микроскопических грибов и актиномицетов, способных к утилизации различных специфических и неспецифических органических субстратов.

В 2010 г. в придонном слое воды на некоторых пелагических станциях и в литорали были обнаружены аэробные целлюлозоразрушающие бактерии, но их численность была невелика и только в отдельных случаях достигала 20-30 КОЕ/мл. В мае 2012 г. были сделаны посеы на элективную среду для этой группы бактерий и проведен анализ их целлюлолитической активности. На большинстве станций рост отсутствовал полностью, и только на нескольких их численность составила 1-3 КОЕ/мл. Целлюлолитической активности (весовым методом, по уменьшению веса целлюлозной пластинки) не было выявлено ни на одной станции/горизонте станции. Поэтому при последующих обследованиях озера анализа на аэробные целлюлозоразрушающие бактерии не проводили.

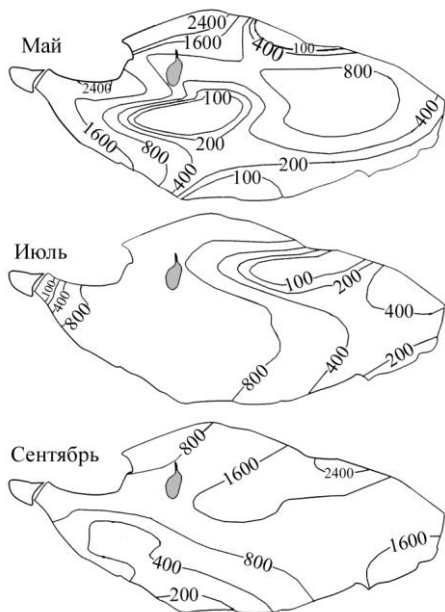
**Микроскопические грибы и актиномицеты** (табл. 45). Численность культивируемых микроскопических грибов и актиномицетов в озере в 2012 г. была крайне низкой. В 27% проб их рост в культуре полностью отсутствовал. Для большинства станций, исключая заросли макрофитов, происходило снижение численности микроскопических грибов и актиномицетов от мая к сентябрю. Выраженной закономерности в пространственном распределении этих микроорганизмов не выявлено. По сравнению с 2010 г., количество микроскопических грибов и актиномицетов в озере снизилось на порядок –  $25 \pm 11$  КОЕ/мл в 2012 г. против  $346 \pm 102$  КОЕ/мл в 2010 г.



**Таблица 45.** Развитие микроскопических грибов и актиномицетов в озере в 2012 г. (КОЕ/мл)

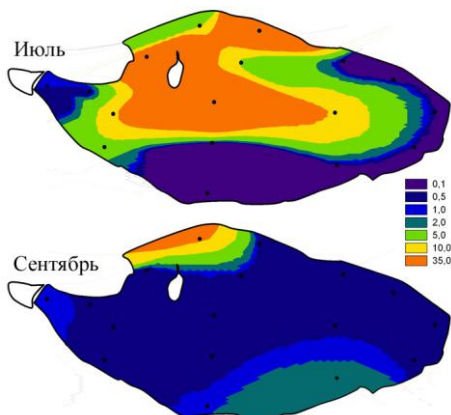
<i>Биотоп</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>За весь период</i>
Пелагиаль, инт	63±37	14±8	5±3	28±15
<b>Литораль:</b>				
Северный берег	36±41	21±13	4±6	22±16
Восточный берег	43±13	8±12	7±0	19±13
Южный берег	18±31	10±13	7±10	12±11
Западный берег	14±14	11±11	2±4	9±7
Заросли макрофитов	5	70±131	4±4	35±61
<b>Все озеро</b>	<b>48±23</b>	<b>22±20</b>	<b>5±2</b>	<b>25±11</b>

**Общие колиформные бактерии.** Важным показателем санитарного благополучия водоема и его безопасности для человека является развитие бактерий группы кишечной палочки. Их численность в природных водах, используемых в хозяйственных или рекреационных целях, строго регламентирована (Критерии оценки ..., 1992). Для вод рекреационного назначения коли-индекс (т.е., количество колониеобразующих единиц в 1 литре) не должен превышать 5000. В соответствии с ГОСТ 17.1.5.02-80, в зонах водоема, используемых для купания (пляжи) коли-индекс не должен превышать 1000, а на остальной акватории, используемой для лодочно-парусного спорта – 10000. По нашим данным, коли-индекс на станциях в районе пляжей изменялся от 0 до 750, составив в среднем за сезон 258, и, следовательно, находился в пределах нормы (Гост 17.1.5.02-80, 2004). В остальной части озера, число бактерий группы кишечной палочки, способных к росту на среде Эндо,

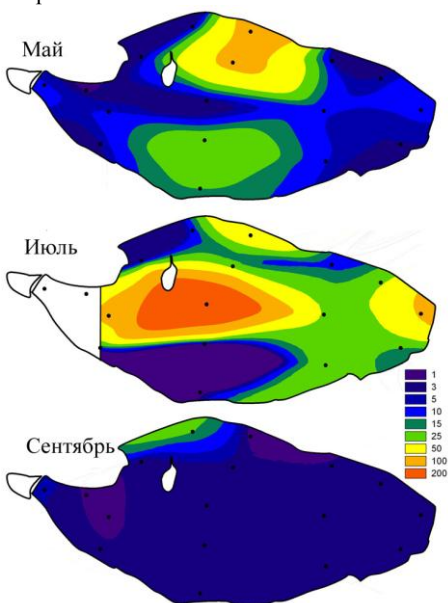


**Рис. 47.** Пространственное и временное распределение коли-индекса в 2012 г.

могло в некоторых случаях достигать 2450 (рис. 47), а в среднем составляло 463. Т.о., санитарное состояние озера в целом по этому показателю можно считать хорошим. Однако, единичные повышения коли-индекса до 1200-2400 на некоторых станциях (в частности, в районе сел Кандры-Куль и Кандры-Тюмекеево) могут свидетельствовать о локальном и кратковременном антропогенном загрязнении этих участков за счет водопоя скота и/или слива бытовых стоков непосредственно в озеро.



**Рис. 48.** Пространственное распределение сапрофитных бактерий (тыс. КОЕ/мл) в поверхностном слое воды в июле и сентябре 2012 г.



**Рис. 49.** Пространственное распределение гетеротрофных бактерий (тыс. КОЕ/мл) в поверхностном слое воды в 2012 г. По техническим причинам нет данных о развитии этой группы бактерий на ст. 13 и 14 на западном берегу озера в июле.

гетеротрофных бактерий (табл. 47, рис. 49). В мае повышенная численность была зафиксирована на двух пелагических станциях и одной литоральной (се-

**Сапрофитные бактерии** (табл. 46, рис. 48). Сапрофитные бактерии представляют собой группу гетеротрофных бактерий, которые предпочитают высокое содержание в воде сложных органических веществ различного происхождения. В 2012 г. численность сапрофитных бактерий в пелагиали и открытой литорали изменялась от 0,01 до 86,3 тыс. КОЕ/мл, а в зарослях макрофитов могла достигать 130,87 тыс. КОЕ/мл. Наиболее высокие численности сапрофитных бактерий (исключая зарослевые станции) были зарегистрированы в июле в пелагиали, а в течение всего периода наблюдений – на станциях северного берега, преимущественно в зоне влияния автодороги М5. В мае и сентябре распределение сапрофитных бактерий по акватории было относительно равномерным, а в июле отмечены значительные различия между станциями (табл. 46, рис. 48). В среднем, наименьшие численности сапрофитных бактерий в озере наблюдались в мае, а наибольшие – в июле (табл. 46, рис. 48).

**Неспецифические гетеротрофные бактерии** (табл. 47, рис. 49). По сравнению с 2010 г., средняя численность неспецифических гетеротрофных бактерий в озере увеличилась незначительно: с 14,9 тыс. КОЕ/мл в 2010 г. до 16,7 тыс. КОЕ/мл в 2012 г. При этом, максимальное значение, зафиксированное в 2010 г., составляло 97,6 тыс. КОЕ/мл, тогда как в 2012 г. оно достигало 175,5 тыс. КОЕ/мл.

В 2012 г. выявлены пространственные различия и сезонная динамика в распределении численности

верный берег, в зоне, где происходил интенсивный сток воды с удобрениями с полей – тек ручей). В июле почти на всей акватории отмечалась высокая численность культивируемых гетеротрофных бактерий с максимумом в центральной части озера. В сентябре были зафиксированы минимальные величины численности и наиболее равномерное распределение неспецифических гетеротрофных бактерий по акватории, при этом наибольшего развития они достигали в зоне влияния автотрассы (рис. 49).

**Таблица 46.** Развитие сапрофитных бактерий (тыс. КОЕ/мл) в озере в 2012 г.

<i>Биотоп</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>За весь период</i>
<b>Пелагиаль</b>				
<b>Ом</b>	1,75 0,02-6,18	10,78 0,05-31,62	0,19 0,01-0,32	<b>4,42</b>
<b>инт</b>	2,41 0,02-9,14	16,48 0,02-86,33	6,86 0,32-102,12	<b>10,06</b>
<b>Литораль</b>				
<b>в целом:</b>	2,71 0,11-21,42	13,24 0,01-130,87	1,47 0,07-11,27	<b>6,05</b>
<b>В том числе:</b>				
<b>Северный берег</b>	7,26 0,11-21,42	9,02 0,02-31,01	3,82 0,07-11,27	<b>6,93</b>
<b>Восточный берег</b>	н/д	0,04 0,03-0,04	0,13 0,07-0,17	<b>0,09</b>
<b>Южный берег</b>	0,69 0,11-1,27	1,24 0,01-3,55	0,67 0,18-1,23	<b>0,89</b>
<b>Западный берег</b>	0,27 0,20-0,38	8,99 0,16-26,03	0,33 0,15-0,67	<b>3,20</b>
<b>Заросли макрофитов</b>	0,45	43,91 0,23-130,87	2,04 0,08-9,65	<b>15,82</b>
<b>Все озеро</b>	<b>2,57</b>	<b>14,15</b>	<b>4,17</b>	<b>7,91</b>

Примечание. Над чертой – среднее значение, под чертой – пределы колебаний; н/д – не делали.

### **Качество воды и трофический статус оз. Кандры-Куль в 2012 г. по показателям развития бактериопланктона**

Бактериопланктон представляет собой важный компонент водных экосистем. Бактерии принимают участие в процессах минерализации органического вещества в водной толще, играют основную роль в круговороте биогенных элементов, некоторые группы (колиформные и сапрофитные) являются показателями санитарной безопасности водоема для человека. Численность бактериопланктона в озерах различной морфологии, происхождения, находящихся в различных климатических и географических условиях, отличающихся по своему химическому составу и уровню продуктивности и т.д. изменяется в очень широких пределах – от 0,1 до  $100 \times 10^6$  кл/мл.

**Таблица 47.** Развитие неспецифических гетеротрофных бактерий в озере в 2012 г. (численность, тыс. КОЕ/мл)

	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>За весь период</i>
	<i>Пелагиаль</i>			
<b>0м</b>	18,2 1,5-55,9	55,3 0,1-175,4	1,3 0,4-2,4	<b>22,8</b>
<b>Инт.</b>	23,7 1,0-191,4	26,4 0,1-175,4	7,0 0,4-85,1	
	<i>Литораль</i>			
<b>в целом</b>	7,8 0,4-63,5	31,0 0,1-131,9	2,8 0,4-15,3	<b>13,6</b>
<b>В том числе:</b>				
<b>Северный берег</b>	17,7 0,4-63,5	15,9 3,6-44,6	5,6 0,2-15,3	<b>13,7</b>
<b>Восточный берег</b>	4,0 2,3-6,5	30,8 15,2-53,9	1,1 1,0-1,3	
<b>Южный берег</b>	3,9 2,6-5,3	10,0 0,1-20,9	1,2 0,8-2,2	<b>5,2</b>
<b>Западный берег</b>	2,8 0,8-5,8	2,2	1,7 0,8-3,1	
<b>Заросли макрофитов</b>	2,3	69,1 1,2-131,9	3,9 0,8-7,7	<b>29,8</b>
<b>Все озеро</b>	<b>17,3</b>	<b>28,5</b>	<b>4,9</b>	

Примечание. Над чертой – среднее значение, под чертой – пределы колебаний

Поскольку на интенсивность развития бактериопланктона оказывает влияние целый комплекс абиотических и биотических факторов, то в озерах, сходных по какому-либо одному показателю (например, по уровню продуктивности), но различающихся по другим, численность и структура бактериального сообщества могут сильно различаться. В озерах различной трофии (уровня продуктивности) могут регистрироваться как одинаковые (близкие) значения общей численности бактерий, так и различные. Тем не менее, на основе анализа большого массива данных (Glockner et al., 1999; Walczak & Swiontek-Brzezinska, 2010 и др.) предложены шкалы, связывающие величины общей численности бактерий в естественных озерах с уровнем их продуктивности. Хотя между предложенными шкалами имеются определенные различия, на их основе можно предложить следующую консенсусную шкалу:

Олиготрофные  $0,3-1,0 \times 10^6$  кл/мл

Олиго-мезотрофные  $1,0-1,4 \times 10^6$  кл/мл

Мезотрофные  $1,4-2,5 \times 10^6$  кл/мл

Мезо-эвтрофные (мезотрофные с признаками эвтрофирования)  $2,5-7,0 \times 10^6$  кл./мл.

В июне 2010 г. в пелагали и в открытой литорали численность бактерий (табл. 41) соответствовала олиготрофному–слабо мезотрофному уровню продуктивности. В пробах, отобранных в зарослях различных макрофитов в июне и в пелагали в сентябре, развитие бактериопланктона соответствовало мезо-

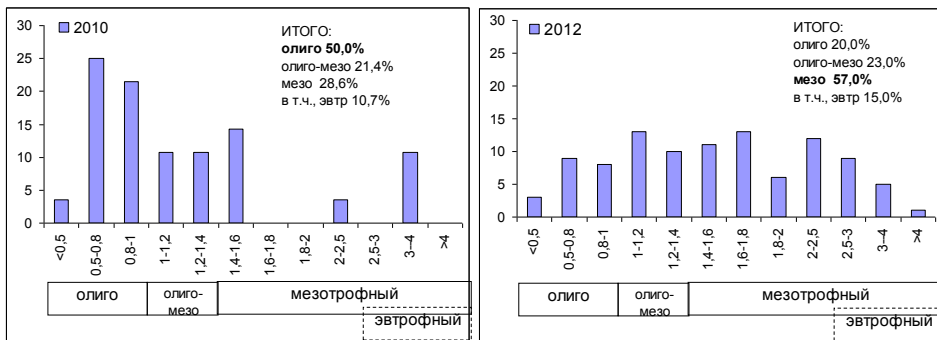
трофному уровню. Исключение составил бактериопланктон в зарослях хары и водяной сосенки, который соответствовал слабоэвтрофному уровню. Средняя численность бактерий в оз. Кандры-Куль (табл. 41) в мае и сентябре 2012 г. соответствовала малопродуктивному уровню и находилась в олиго-мезотрофной зоне. В июле средняя численность соответствовала мезотрофному уровню. При этом, если в пелагиали и открытой литорали общая численность всегда была несколько ниже, чем в прибрежных зарослях, то заросшее мелководье в целом было более продуктивно и общая численность бактерий в нем соответствовала преимущественно мезоэвтрофным (мезотрофным с признаками эвтрофирования) условиям.

В целом, для всего оз. Кандры-Куль, развитие бактериопланктона летом 2010 и 2012 гг. соответствует мезотрофному трофическому статусу водоема. По сравнению с 2010 г., в 2012 г. общая численность и биомасса бактериопланктона несколько увеличились, а средний объем клеток – уменьшился (табл. 48). Однако распределение проб по грациям трофности имеет довольно сложный характер (рис. 50), а доля проб, соответствующих более продуктивному состоянию в 2012 г. увеличилась по сравнению с 2010 г. Поэтому, несмотря на то, что по средним за год показателям развитие бактериопланктона в оба года соответствует мезотрофному уровню, ясно прослеживается тенденция эвтрофирования оз. Кандры-Куль.

**Таблица 48.** Количественные показатели развития бактериопланктона в оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг.

<i>Показатель</i>	<i>2010 г.</i>	<i>2012 г.</i>
<b>Общая численность, млн. кл/мл</b>	1,26	1,64
<b>Общая биомасса, мг/л</b>	0,088	0,103
<b>Средний объем клетки, мкм<sup>3</sup></b>	0,073	0,065
<b>Численность сапрофитов, КОЕ/мл</b>	3880	7910
<b>Численность колиформных бактерий, КОЕ/мл</b>	–	258

Численность сапрофитных бактерий в 2012 г. увеличилась почти в 2 раза (табл. 48), что свидетельствует, с одной стороны о возрастании концентрации легкодоступного органического вещества, а с другой – об интенсификации процессов бактериальной деструкции, т.е. процессов самоочищения водоема. По уровню развития колиформных бактерий санитарное состояние озера в целом можно считать хорошим (табл. 48) и не превышающим нормативы для водоемов рекреационного назначения. Однако, единичные случаи увеличения численности этой группы бактерий на некоторых станциях (в районе сел Кандры-Куль и Кандры-Тюмекеево) могут свидетельствовать о локальном и кратковременном антропогенном (преимущественно, фекальном) загрязнении этих участков.



**Рис. 50.** Частота встречаемости проб бактериопланктона, соответствующих различным уровням продуктивности в оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг.

В 2010 г. по общей численности бактерий вода в озере соответствовала 3 классу качества (ГОСТ 17.1.3.07-82), а по интенсивности развития сапрофитных бактерий, несмотря на интенсивную рекреационную нагрузку на водоем, – 2 классу качества. По величинам общей численности бактерий, численности сапрофитных бактерий и их соотношению вода оз. Кандры-Куль в 2012 г. в среднем соответствует 3 классу качества (ГОСТ 17.1.3.07-82), однако, в пелагиали и в прибрежных зарослях макрофитов численность сапрофитных бактерий соответствует 4 классу качества. Т.о., по сравнению с 2010 г., произошло некоторое ухудшение качества воды по микробиологическим показателям (табл. 49).

**Таблица 49.** Классы качества воды оз. Кандры-Куль по микробиологическим показателям

Показатель	2012				2010
	Пелагиаль	Литораль	Заросли макрофитов	Все озеро	Все озеро
Общая численность бактерий (ОЧБ)	3	3	3	3	3
Численность сапрофитных бактерий (ЧС)	4	3	4	3	2
ОЧБ/ЧС	3	3	3	3	3

В целом, изменения в состоянии бактериопланктона оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг. соответствуют выявленной тенденции увеличения уровня продуктивности водоема. Уровень развития бактериопланктона свидетельствует об интенсивно происходящих процессах микробиологической деструкции органического вещества в водной толще. Поэтому можно сделать вывод, что экосистема озера пока справляется с возрастающей нагрузкой. Однако дальнейшее неконтролируемое увеличение поступления органических и биогенных

веществ в оз. Кандры-Куль может привести к необратимому эвтрофированию водоема и существенному ухудшению качества воды в нем.

В целом, изменения в состоянии бактериопланктона оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг. соответствуют тенденции увеличения уровня продуктивности водоема. Уровень развития бактериопланктона свидетельствует о том, что в водной толще происходят интенсивные процессы микробиологической деструкции органического вещества и, следовательно, экосистема озера пока справляется с возрастающей нагрузкой. Однако дальнейшее неконтролируемое увеличение поступления органических и биогенных веществ в оз. Кандры-Куль может привести к необратимому эвтрофированию водоема и существенному ухудшению качества воды в нем.

## ГЛАВА 10

# СВОБОДНОЖИВУЩИЕ ИНFUЗОРИИ

**Методы.** Подсчет численности инфузорий проводили на глицериновых препаратах: на материале, фиксированном насыщенным раствором сулемы. Для этого 500-1000 мл воды, предварительно профильтрованной через крупноячеистый газ № 36 для удаления хищного зоопланктона, концентрировали до объема 10 мл фильтрованием без применения вакуума (самотеком) через мембранный фильтр диаметром пор 4-10 мкм. Полученный концентрат фиксировали, переливая в пробирку с 1 мл насыщенного раствора сулемы. Для изготовления препарата пробу предварительно дважды отмывали 1 М раствором хлорида кальция (для предотвращения склеивания частиц). Осадок переносили на предметное стекло, добавляли глицерин, осторожно перемешивали и накрывали покровным стеклом. Полученный препарат (соответствующий 0,5-1 л пробы) просматривали полностью. Данный метод представляет собой модификацию (Ротарь, 1995) метода Береску (Bereczky, 1985). Его преимущество над прямым счетом инфузорий в живом состоянии состоит в большей точности учета (особенно мелких форм), удобстве рассматривания объектов и возможности относительно длительного хранения тотальных препаратов. Основной недостаток метода в том, что при фиксации не все виды инфузорий полностью сохраняют свою форму. Продукцию инфузорий рассчитывали “физиологическим” методом (Винберг, 1983; Хлебович, 1983). Исследование и документирование (фотографирование) материала проводили на микроскопе Leica DM5500B с увеличением  $\times 400$  и  $\times 1000$ .

Видовую идентификацию осуществляли, исследуя живых и фиксированных сулемой инфузорий, а также используя стандартные методы окрашивания ядерного аппарата и аргирома. При идентификации видов пользовались как известными определителями, так и многочисленными современными таксономическими публикациями (Алекперов, 2005; Довгаль, 1996; Янковский, 2007; Kahl, 1930–1935; Matthes, Scheubel, 1970; Corliss, 1979; Curds, 1982; Curds et al., 1983; Jankowski, 1964; Small, Lynn 1985, 2000; Warren, 1986; Blatterer, Foissner, 1990; Krainer, Foissner, 1990; Schrenk, Bardele, 1991; Foissner et al., 1991; Foissner et al., 1999; Dovgal, 2002 и др.). Материал обобщали в таксономической системе Смолла и Линна (Small, Lynn, 1985; 2000; Lynn, 2007).

Условную разбивку инфузорий на трофические группы проводили на основании работы Пратта и Кэрнса (Pratt, Caerns, 1985) с учетом данных Н.В. Мамаевой (1979), В.В. Жарикова (1996а), Ю.М. Ротаря (1995). Индивидуальные веса рассчитывали, уподобляя тело инфузории геометрическим фигурам, плотность принимали равной единице (Макарова, Пичкалы, 1970; Ruttner-Kolisko, 1977; Брянцева, Курилов, 2003). Доминирующими считали виды, численность или биомасса которых составляла более 10% от общей численности и биомассы (Белова, 1998). Для оценки разнообразия фауны инфузорий, видовой структуры, кроме абсолютного числа видов, использовали такие показатели,

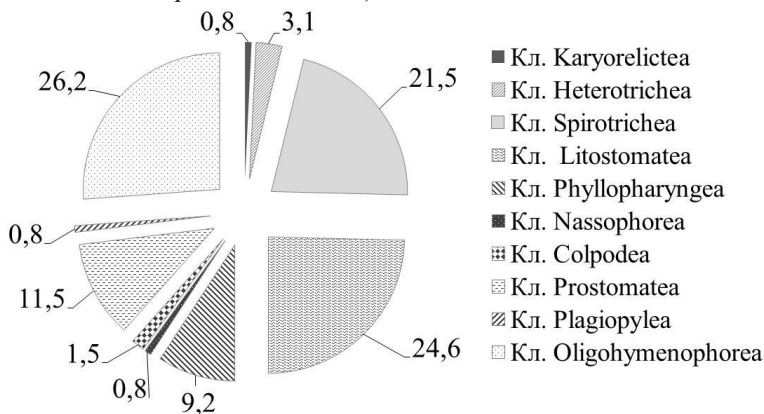


как индекс разнообразия Шеннона-Уивера,  $H = -\sum \frac{n_i}{N} \ln\left(\frac{n_i}{N}\right)$ , индекс выравненности экологических сообществ Пиелу ( $E = H/H_{\max}$ ), показатель доминирования Симпсона,  $S = 1 - \sum \frac{n_i^2}{N}$ , где  $n_i$  – численность  $i$ -го вида,  $N$  – общая численность. Сходство состава фауны водоемов определяли с помощью коэффициента Серенсена (Одум, 1975).

## Общая характеристика фауны инфузорий

**Таксономическая структура сообщества инфузорий озера.** Всего в озере за период исследования в 2005 г., 2010 г. и в 2012 г. выявлено более 130 видов (не все определены до рода, поэтому и не указывается точное число видов), относящихся к 79 родам, 55 семействам, 27 отрядам, 11 подклассам и 10 классам (Приложение 3). Из них в пелагиали и открытой литорали встречено по 78 видов, в зарослевой части водоема – 106 видов.

В период наблюдений в таксономической структуре сообщества инфузорий по числу видов преобладали представители 4 классов (рис. 51, табл. 50): кл. Oligohymenophorea (26% общего числа видов), кл. Litostomatea (25%), кл. Spirotrichea (22%), и кл. Prostomatea (12%). Причем для большинства крупных таксонов соотношение по числу видов в сообществах разных экотопов было одинаково. Лишь простоматид (кл. Prostomatea) в зоне открытой воды (пелагиаль и открытая литораль) на 6-7% больше, чем в сообществах зарослей макрофитов, а представителей кл. Heterotrichea – на 3% меньше. Среди представителей классов Litostomatea, Oligohymenophorea, Spirotrichea зарегистрировано и значительное число видов особой экологической группы – миксотрофные инфузории. Они представлены 21 видом (от 15% до 19% общего числа зарегистрированных видов в разных экотопах).



**Рис. 51.** Таксономическая структура сообщества свободноживущих инфузорий планктона оз. Кандры-Куль (2010, 2012 гг.)

В табл. 50 представлено распределение видов основных биотопических групп инфузорий по крупным таксонам. Наибольший вклад (по числу видов) эупланктонных видов наблюдался среди представителей кл. Prostomatea (до 93% общего числа видов; *Balanion planctonicum*, инфузории рода *Urotricha* и др.); несколько меньше – кл. Litostomatea (63%; инфузории родов *Askenasia*, *Mesodinium*, *Actinobolina*, *Rabdoaskenasia* и др.) и *Spirotrichea* (46%; pp. *Halteria*, *Rimostrombidium*, *Pelagohalteria*, *Pelagostrombidium*, *Limnostrombidium*, *Tintinnidium* и др.). И везде прослеживалась закономерность снижения числа эупланктонных видов и их вклада по направлению от пелагиали к фита-ли.

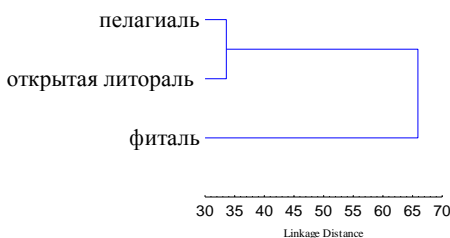
**Таблица 50.** Распределение общего числа видов и видов отдельных групп инфузорий (экологических и биотопических) по основным таксонам

Классы	экотопы				Классы	биотоп	экотопы			
	пелагиаль	литораль	фиталь	все озеро			пелагиаль	литораль	фиталь	все озеро
<u>Весь видовой состав</u>					<u>Биотопические группы</u>					
Karyolicea	1		1	1	Karyolicea	Б	1	-	1	1
Heterotrichea	1	1	4	4	Heterotrichea	Пр	1	1	4	4
Spirotrichea	18	16	26	28	Spirotrichea	Пл	12	10	11	13
Litostomatea	21	22	29	32		Б	-	1	6	6
Phyllopharyngea	4	6	7	12		Пер	6	5	9	9
Nassophorea	-	1	2	2	Litostomatea	Пл	19	18	17	20
Colpodea	1	-	1	2		Пр	-	2	8	8
Prostomatea	14	13	12	15		Пер	2	2	4	4
Plagiopylea	-	-	1	1	Phyllopharyngea	Пл	-	2	1	2
Oligohymenophorea	18	19	23	34		Пр	4	3	5	9
Итого:	78	78	106	131		Пер	-	1	1	1
<u>Экологическая группа-миксотрофные инфузории</u>					Nassophorea	Пер	-	1	2	2
Karyolicea	-	-	-	-	Colpodea	Пер	1	0	1	2
Heterotrichea	-	-	1	1	Prostomatea	Пл	13	12	11	14
Spirotrichea	4	2	5	6		Пер	1	1	1	1
Litostomatea	7	7	7	7	Plagiopylea	Б	-	-	1	1
Phyllopharyngea	-	-	-	-	Oligohymenophorea	Пл	6	10	8	14
Nassophorea	-	-	-	-		Пр	4	3	6	8
Colpodea	-	-	-	-		Пер	8	6	9	12
Prostomatea	1	1	1	1	Итого: Б	1	1	8	8	
Plagiopylea	-	-	-	-		Пл	50	52	48	63
Oligohymenophorea	3	4	4	7		Пр	9	9	23	29
Итого:	15	14	17	21		Пер	18	16	27	31

Обозначения: Б – бентосные, Пл – планктонные, Пр – перифитонные, Пер – "переходные"; "-" – отсутствие видов

Напротив, количество перифитонных, бентосных и "переходных" (т.е. встречаемых сразу в нескольких биотопах) видов выше в зарослевой части водоема, попадающих сюда за счет смыва с растений или из грунтов вследствие перемешивания или взмучивания (*Lacrymaria olor*, *Paramecium bursaria*, *Trithigmostoma cucullulus*, *Heliophrya rotunda*, *Metacineteta longipes* var. *septimifida*, *M. micraster* и др.). Однако и в открытой части водоема широко представлены виды из данной экологической группы, развивающиеся на планктонных водорослях: это эпипланктонные *Vaginicola crystallina*, *Cothurnia* sp., *Metacineteta cuspidata* (часто на нитчатых диатомовых) и *Pseudohaplocaulus* sp., *Vorticella chlorellata*, *Pseudovorticella* sp. и т.д. (чаще на синезеленых).

**Сходство фауны инфузорий** 2010 и 2012 гг. составило 66% (для зоны открытой воды – 60%). По сравнению с озерами Волжско-Камского заповедника (озера Раифское, Илантово, Белое) и поймой Волго-Камского плеса Куйбышевского водохранилища, где сходство пелагической и фитофильной фауны инфузорий составляло лишь 7%-34% (Мухортова и др., 2010а,б; Тарасова и др., 2010), в оз. Кандры-Куль данный показатель достигал более высоких значений (коэффициент Сьеренсена был равен 78%). Вероятно, это можно объяснить большим проникновением "макрофитной зоны" вглубь озера Кандры-Куль за счет густых подводных зарослей водяной сосенки, что несколько "размывает" границу между пелагической и зарослевой частями водоема. Особенно ярко это проявилось в 2010 г, когда большая часть зоны открытой воды (кроме только самой глубокой ее части) была занята зарослями данного макрофита.



**Рис. 52.** Дендрограмма сходства фауны инфузорий отдельных экотопов оз. Кандры-Куль в 2012 г.

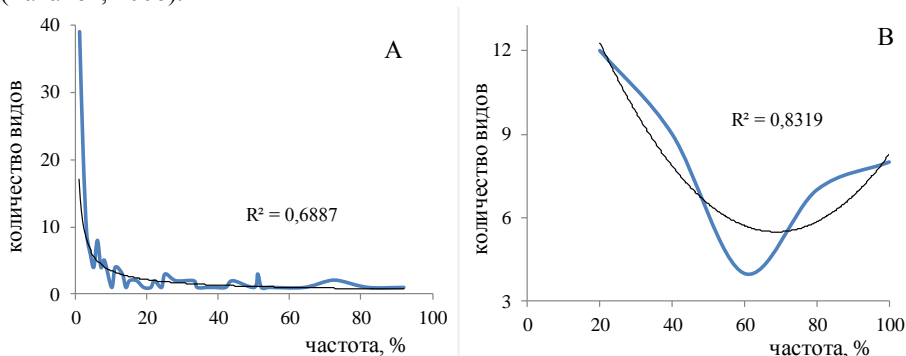
Тем не менее, фауна заросших мелководий – "фитали" – занимает особое положение среди разных экотопов (пелагические, литоральные без зарослей и с зарослями) (рис. 52). О специфичности "зарослевой" фауны свидетельствует и значительное количество видов (35, или около 27% общего числа видов), встреченных только в зарослевой части озера.

### **Частота встречаемости видов.**

Из более чем 130 видов по всей акватории озера всего лишь 12 (9% общего числа видов) имеют частоту встречаемости более 50% (Приложение 3): *Pelagostrombidium mirabile*, *Rimostrombidium hyalinum*, *Halteria grandinella*, *Balanion planctonicum*, *Askenasia volvox*, *Urotricha* spp., *Pelagohalteria viridis*, *Rimostrombidium lacustris*, *Askenasia acrostomia*, *Codonella cratera*, *Askenasia* sp., *Askenasia chlorelligera*. Кроме них, в отдельных экотопах в эту категорию попадают и *Tintinnopsis cylindrata* (пелагиаль) и *Monodinium chlorelligerum*, *Pelagovorticella natans*, *Lagynophrya acuminata* (открытая литораль) и *Cyclidium glaucoma*, *Vorticella* spp., *Strobilidium caudatum*, *Coleps hirtus viridis*, *Cinetochilum margaritacium* (заросли макрофитов). Особенностью данного водоема как в 2010 г., так и в 2012 г., можно считать практически повсе-

местное развитие в массовых количествах и в различные гидрологические периоды мелких инфузорий *Balanion planctonicum* и инфузорий р. *Urotricha*, которые обычно совместно развиваются в олиго- и мезотрофных водоемах со слабощелочной реакцией среды.

Связь числа видов с частотой их встречаемости во всем озере, в частности за 2012 г., имеет вид кривой (рис. 53А), тоже показывающей, что встречаемость большинства видов низкая (Быкова и др., 2014). Это может свидетельствовать о пространственной и временной гетерогенности распределения инфузорий данного водоема. Напротив, на пелагической станции в мае в поверхностном слое (т.е. в относительно однородных условиях среды в пространственном и временном отношении) характер связи числа видов инфузорий и частоты их встречаемости напоминает кривую U – образной формы (рис. 53В). Такая ситуация обычно наблюдается при относительно однообразном распределении видов, когда большинство из них обладают либо незначительной, либо высокой встречаемостью, а видов со встречаемостью 40-60% очень мало (Баканов, 2006).

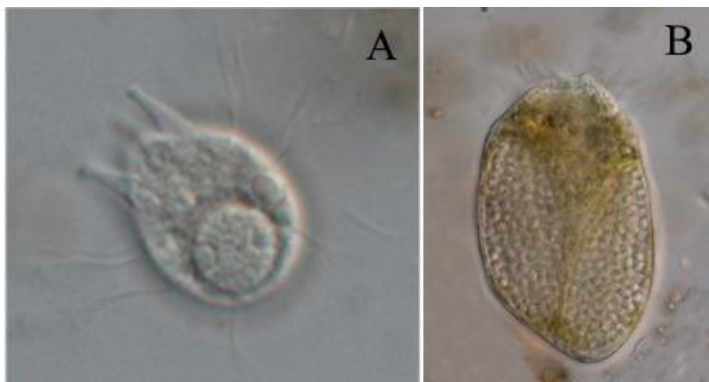


**Рис. 53.** Кривые связи количества видов с их встречаемостью (и их линии трендов) по всему озеру за весь период исследований (А) и в поверхностном слое пелагической станции 3 в мае (В)

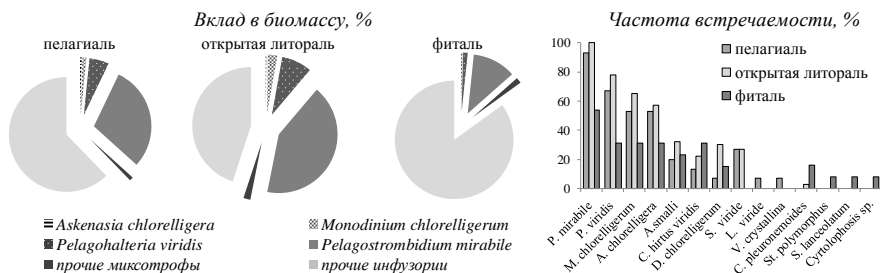
К редко встречающимся видам можно отнести *Pelagovorticella mayeri*, *Metacineta cuspidata*, *M. micraster*, *Membranicola tamari*, *Opisthodon niemencense*, *Pseudomicrothorax agilis*, *Cristigera phoenix*, *Pseudoprorodon* sp. и др. В озере найден и новый для бассейна Волги вид – *Sphaerophrya stentoris* Маурас, 1881 – паразитирующий на инфузориях рода *Stentor* (рис. 54А). Кроме того, обнаружены экземпляры инфузории *Pelagostrombidium mirabile*, зараженные, предположительно, другим простейшим – внутриклеточным паразитом из типа *Microspora* (рис. 54В).

Как уже отмечалось, особое положение в видовом составе занимают инфузории, содержащие симбионты. В зоне открытой воды это, в основном, мелкие и средние по размерам эупланктонные виды *Pelagostrombidium mirabile*, *Pelagohalteria viridis*, *Monodinium chlorelligerum*, *Askenasia chlorelligera*, *Actinobolina smalli* и др., в зарослевой части водоема – в основном, средние и крупные, часто полуподвижные и ведущие прикрепленный образ жизни, такие как *Ophrydium versatile*, *Vaginicola crystallina*, *Vorticella chlorellata*, *Parame-*

*cium bursaria*, *Stichotricha secunda*, *Stentor polymorphus* и др. Чаше других и во всех экотопах встречаются (в порядке убывания) следующие миксотрофы: *Pelagostrombidium mirabile*, *Pelagohalteria viridis*, *Monodinium chlorelligerum*, *Askenasia chlorelligera* (рис. 55). При этом интересен факт, что в открытой литорали (своего рода экотоне 2-ого порядка) частота встречаемости их выше, чем в смежных экотопах. В пелагиали и открытой литорали вклад миксотрофов в численность и биомассу выше, чем в заросшем мелководье (рис. 55).



**Рис. 54.** *Sphaerophrya stentoris* Maupas, 1881, паразитирующий на инфузориях р. *Stentor* (А) и *Pelagostrombidium mirabile* (Penard, 1916), зараженный *Microsporidia* (В)

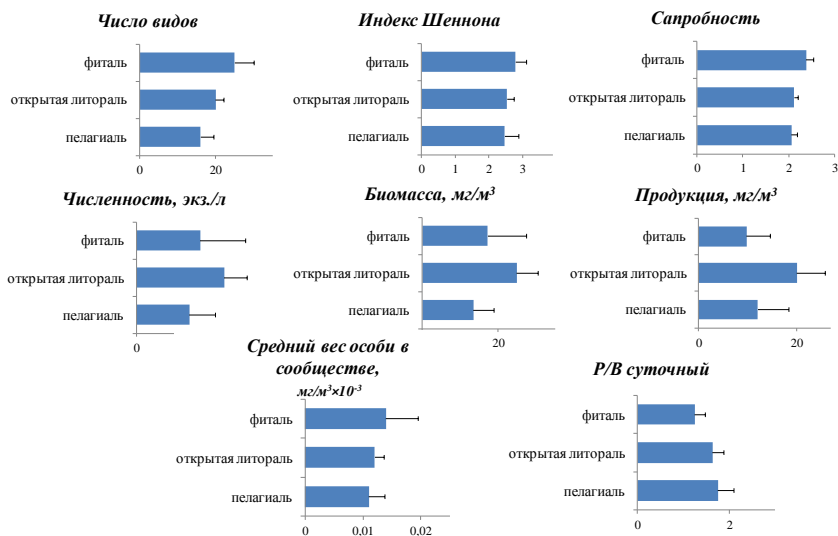


**Рис. 55.** Доля миксотрофных инфузорий в биомассе сообщества планктона (средние показатели май-июль-сентябрь) и их частота встречаемости в 2012 г.

## Характеристика количественных показателей развития инфузорий планктона в озере

В связи с отсутствием существенных межгодовых различий характера развития инфузорий по акватории озера и более планомерным отбором проб в 2012 г., с учетом сезонной динамики (май, июль, сентябрь), более полным охватом прибрежных зон и дробным исследованием акватории озера по нескольким трансектам, – в дальнейшем горизонтальная и вертикальная неоднородность распределения сообществ инфузорий будет рассматриваться, в основном, по данным 2012 г. В целом, было установлено, что в изменении количественных характеристик сообщества в разных экотопах прослеживаются

некоторые закономерности (табл. 51, рис. 56). Так, в 2012 г.: 1) видовое богатство и видовое разнообразие увеличивается от пелагических станций к станциям открытой литорали и далее к станциям, расположенным в заросшем мелководье; 2) общая численность, биомасса и продукция максимальны в открытой литорали; 3) размерная структура особей меняется последовательно от пелагиали к фитали, за счет увеличения вклада крупных видов (средний вес особи в сообществе увеличивается) и, соответственно, уменьшается и скорость оборота биомассы, т. е. суточный P/V-коэффициент (рис. 56).



**Рис. 56.** Изменение характеристик сообщества инфузорий в различных экотопах (пелагиаль, открытая литораль, фиталь) оз. Кандры-Куль в 2012 г.

**Видовое богатство, видовое разнообразие и видовая структура.** В 2012 г. удельное количество видов в пелагиали составило 4-32, в открытой литорали – 7-32, в зарослях макрофитов – 14-45. Видовое разнообразие по численности в целом по озеру также имеет тенденцию увеличения в направлении от пелагиали к заросшим мелководьям (табл. 51, рис. 56). Лишь в мае эта закономерность нарушается: максимальное разнообразие – в пелагиали, а минимальное – в фитали (табл. 51). Вероятно, это обусловлено тем, что в мае сообщества высшей водной растительности еще только начинают формироваться. Кроме того, в экотопах на мелководье, которые из-за весенних суточных перепадов температуры воздуха подвержены и сильным колебаниям температурного режима воды, не созданы весной подходящие условия для поддержания высокого разнообразия сообщества инфузорий.

В сезонном аспекте видовое богатство и видовое разнообразие инфузорий выше весной и осенью. При этом в мае на акватории озера (рис. 57, номера станций см. рис. 1) разнообразие выше на южной станции (ст. 6; индекс Шеннона сообщества инфузорий равен – 3,57, количество видов – 27) и двух пелагических (ст. 2 и 15;  $H_p$  – 3,76 и 3,58;  $n$  – 26 и 20, соответственно). В июле видовое разнообразие максимально в открытой литорали на юго-западной (ст.

12; Нп – 3,06) и северо-западной (ст. 14; Нп – 3,13) станциях. В сентябре видовое разнообразие выше с северной стороны озера, вблизи от трассы М5 (ст.17; Нп – 3,09). Таким образом, максимум видового разнообразия у инфузорий в озере смещается с мая по сентябрь в направлении с юго-востока на северо-запад.

**Таблица 51.** Общие показатели развития (среднее ± доверительный интервал) инфузорий планктона в озере в 2012 г.

	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь период</i>
<b>Индекс видового разнообразия Шеннона, бит/экз.</b>				
<b>Пелагиаль:</b>				
<b>0 м</b>	3,36±0,34	1,96±0,49	2,12±0,54	2,47±0,41
<b>инт.</b>	3,11±0,27	2,39±0,33	2,39±0,23	2,64±0,18
<b>Литораль:</b>				
<b>Северный берег</b>	3,11±0,16	1,84±0,36	2,65±0,63	2,52±0,39
<b>Восточный берег</b>	2,99±0,44	2,11±0,95	2,07±0,28	2,39±0,43
<b>Южный берег</b>	3,32±0,38	2,44±0,72	1,78±0,88	2,51±0,56
<b>Западный берег</b>	2,64±0,60	2,76±0,37	2,78±0,20	2,73±0,21
<b>Открытая литораль</b>	3,02±0,22	2,25±0,33	2,32±0,034	2,54±0,20
<b>Заросли макрофитов</b>	2,46	3,17±0,34	2,70±0,43	2,79±0,33
<b>Все озеро</b>	<b>3,06±0,18</b>	<b>2,41±0,23</b>	<b>2,44±0,18</b>	<b>2,62±0,13</b>
<b>Численность, экз./л</b>				
<b>Пелагиаль:</b>				
<b>0 м</b>	880±453	1125±1142	2341±1664	1449±721
<b>инт.</b>	675±149	803±386	2280±689	1217±313
<b>Литораль:</b>				
<b>Северный берег</b>	2232±942	1377±1510	2811±2540	2079±909
<b>Восточный берег</b>	2258±583	3391±2775	5248±2303	3633±1357
<b>Южный берег</b>	2167±832	1651±1459	5183±3013	3000±1469
<b>Западный берег</b>	1995±1409	543±459	624±824	1054±673
<b>Открытая литораль</b>	2168±433	1713±939	3466±1502	2422±622
<b>Заросли макрофитов</b>	1320	607±457	2179±1773	1750±1266
<b>Все озеро</b>	<b>1265±306</b>	<b>1115±421</b>	<b>2622±696</b>	<b>1701±325</b>
<b>Биомасса, мг/м<sup>3</sup></b>				
<b>Пелагиаль:</b>				
<b>0 м</b>	11,15±5,67	13,51±12,75	15,75±10,36	13,47±5,45
<b>инт.</b>	11,32±2,48	9,71±4,33	17,24±4,96	12,61±2,41
<b>Литораль:</b>				
<b>Северный берег</b>	36,28±23,53	12,37±8,30	16,51±9,91	22,20±10,86
<b>Восточный берег</b>	37,45±3,25	39,81±23,94	28,00±13,89	35,09±8,79
<b>Южный берег</b>	35,04±18,49	18,19±14,54	26,63±13,46	26,62±9,16
<b>Западный берег</b>	37,45±32,53	7,15±4,35	4,60±5,53	16,40±14,11
<b>Открытая литораль</b>	36,54±9,86	18,4±9,11	18,94±7,32	24,92±5,68
<b>Заросли макрофитов</b>	25,06	5,96±3,08	20,03±14,06	17,17±10,21
<b>Все озеро</b>	<b>21,37±5,73</b>	<b>12,70±4,29</b>	<b>18,41±4,43</b>	<b>17,44±2,83</b>

Таблица 51. Продолжение.

	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь период</i>
<b>Суточная продукция, мг/м<sup>3</sup></b>				
Пелагиаль:				
0 м	7,3±3,1	18,6±17,4	10,3±7,2	12,06±6,4
инт.	6,2±1,3	11,9±6,4	10,9±3,2	9,63±2,49
Литораль:				
Северный берег	22,36±14,80	14,88±17,57	10,93±7,69	16,52±8,32
Восточный берег	17,17±1,77	59,31±37,89	19,59±9,41	32,02±17,51
Южный берег	21,32±11,78	24,27±20,77	18,85±10,86	21,48±7,73
Западный берег	23,57±20,77	7,40±4,91	2,82±3,61	11,26±8,78
Открытая литораль	21,20±6,38	25,57±14,71	13,05±5,37	20,12±5,83
Заросли макрофитов	16,06	5,51±2,67	10,50±6,81	9,77±4,91
<b>Все озеро</b>	<b>12,19±3,52</b>	<b>16,34±6,68</b>	<b>11,47±2,66</b>	<b>13,30±2,65</b>
<b>Средний вес особи в сообществе, мкг/экз.</b>				
Пелагиаль:				
0 м	0,013±0,003	0,015±0,006	0,007±0,001	0,011±0,003
инт.	0,018±0,002	0,014±0,003	0,008±0,001	0,013±0,002
Литораль:				
Северный берег	0,015±0,004	0,013±0,006	0,07±0,002	0,012±0,003
Восточный берег	0,017±0,003	0,013±0,003	0,005±0,001	0,012±0,004
Южный берег	0,016±0,003	0,013±0,005	0,006±0,002	0,011±0,003
Западный берег	0,018±0,003	0,015±0,003	0,008±0,002	0,014±0,003
Открытая литораль	0,016±0,002	0,013±0,002	0,006±0,001	0,012±0,002
Заросли макрофитов	0,019	0,011±0,004	0,015±0,008	0,014±0,006
<b>Все озеро</b>	<b>0,017±0,002</b>	<b>0,013±0,002</b>	<b>0,009±0,002</b>	<b>0,013±0,001</b>
<b>Сапробность среды</b>				
Пелагиаль:				
0 м	2,23±0,13	1,80±0,14	2,16±0,15	2,06±0,12
инт.	2,11±0,07	1,83±0,12	2,07±0,11	2,00±0,07
Литораль:				
Северный берег	2,20±0,19	1,78±0,15	2,43±0,13	2,11±0,19
Восточный берег	2,14±0,10	1,65±0,23	2,55±0,03	2,11±0,27
Южный берег	2,06±0,13	1,85±0,16	2,39±0,05	2,10±0,17
Западный берег	2,09±0,15	1,97±0,19	2,35±0,23	2,14±0,15
Открытая литораль	2,13±0,08	1,81±0,10	2,43±0,07	2,12±0,09
Заросли макрофитов	1,90	2,59±0,30	2,36±0,17	2,38±0,16
<b>Все озеро</b>	<b>2,11±0,05</b>	<b>1,89±0,10</b>	<b>2,25±0,05</b>	<b>2,09±0,06</b>

В целом, видовое разнообразие сообщества инфузорий планктона в 2012 г., по сравнению с 2010 г., уменьшилось: индекс Шеннона в 2010 г. составлял 3,0 бит/экз., а в 2012 г. – 2,59 бит/экз. при сохранении среднего количества видов в пробе. Видимо, это обусловлено увеличением степени доминирования и уменьшением экологической выравненности видов в сообществе.

В оз. Кандры-Куль большинство видов с максимальной частотой, как правило, доминируют и по численности. Так, на протяжении всего периода преобладающими по численности были инфузории хореотрихи (п/кл. Choreotrichia), олиготрихи (п/кл. Oligotrichia); хапториды (п/кл. Naptoria). В табл. 52



представлены основные структурообразующие виды в составе сообществ инфузорий (с вкладом > 3% от общей численности, т.е. доминанты и, частично, субдоминанты) в различные гидрологические периоды.

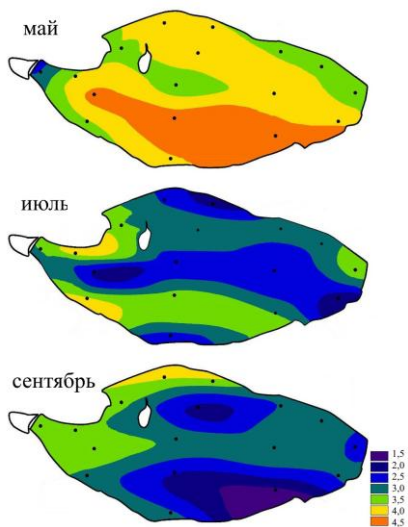
В весенне-летний период во всех экотопах постоянно доминировал *Pelagostrombidium mirabile* (15%-55% от общей численности); в летний – *Halteria grandinella* (18-27%, за исключением фитали – 6%), в осенний – *Balanion planctonicum* (39-48%). *Rimostrombidium hyalinum* обычно занимал субдоминирующее положение (4,9-7,7%), за исключением доминирования (14-16%) в фитали (в июле-сентябре) и открытой литорали (в сентябре). Кроме них, в состав структурообразующих видов в мае входили *Monodinium chlorelligerum*, *Rabdoaskenasia minima*, *Pelagovorticella natans*, *Pelagohalteria viridis*, *Askenasia volvox*, *Tintinnopsis cylindrata*; в июле – *Urotricha* spp., *Codonella cratera*, *P. viridis*, *Cyclidium glaucoma*; в сентябре – *Tintinnidium fluviatile*, *T. cylindrata*, *Hypotrichidae* sp.

**Таблица 52.** Динамика основных структурообразующих видов инфузорий (>3% от общей численности) оз. Кандры-Куль в 2012 г.

<b>Биотоп</b>	<b>Май</b>	<b>Июль</b>	<b>Сентябрь</b>
<b>пелагиаль</b>	<i>Pelagostrombidium mirabile</i> (31,4%), <i>Rabdoaskenasia minima</i> (7,2%), <i>Monodinium chlorelligerum</i> (5,5%), <i>Cyclidium glaucoma</i> (5,3%), <i>Rimostrombidium hyalinum</i> (4,9%), <i>Urotricha</i> spp. (3,9%), <i>Balanion planctonicum</i> (3,6%), <i>Pelagovorticella natans</i> (3,2%), <i>Pelagohalteria viridis</i> (3,1%), <i>Tintinnopsis cylindrata</i> (3,0%)	<i>P. viridis</i> (20,6%), <i>R. hyalinum</i> (18,4%), <i>Halteria grandinella</i> (18,2%), <i>P. mirabile</i> (16,5%), <i>Urotricha</i> spp. (5,2%), <i>Balanion planctonicum</i> (4,3%), <i>Codonella cratera</i> (4,2%),	<i>B. planctonicum</i> (47,5%), <i>Tintinnidium fluviatile</i> (12,8%), <i>R. hyalinum</i> (6,3%), <i>Tintinnidium</i> spp. (5,6%), <i>Urotricha</i> spp. (5,3%), <i>P. mirabile</i> (4,5%), <i>T. cylindrata</i> (3,9%)
<b>открытая литораль</b>	<i>P. mirabile</i> (39,9%), <i>M. chlorelligerum</i> (9,3%), <i>R. hyalinum</i> (7,1%), <i>R. minima</i> (5,9%), <i>P. viridis</i> (5,6%), <i>Urotricha</i> spp. (4,8%), <i>C. glaucoma</i> (4,3%), <i>Askenasia volvox</i> (4,1%)	<i>P. viridis</i> (26,7%), <i>H. grandinella</i> (26,6%), <i>P. mirabile</i> (14,9%), <i>R. hyalinum</i> (7,7%), <i>R. humile</i> (7,6%),	<i>B. planctonicum</i> (48,2%), <i>R. hyalinum</i> (14,2%), <i>Urotricha</i> spp. (11,1%), <i>Urotricha</i> spp. (мелк.) (7,6%), <i>Tintinnidium</i> spp. (3,7%), <i>U. furcata</i> (3,3%),
<b>фиталь</b>	<i>P. mirabile</i> (55,2%), <i>P. viridis</i> (17,3%), <i>R. hyalinum</i> (5,5%), <i>M. chlorelligerum</i> (3,3%), <i>Urotricha</i> spp. (3,0%)	<i>C. glaucoma</i> (39,7%), <i>R. hyalinum</i> (15,3%), <i>P. mirabile</i> (8,2%), <i>H. grandinella</i> (6,1%), <i>Urotricha</i> spp. (4,7%)	<i>B. planctonicum</i> (39,0%), <i>U. furcata</i> (20,4%), <i>R. hyalinum</i> (16,2%), <i>Hypotrichidae</i> sp. (3,6%)

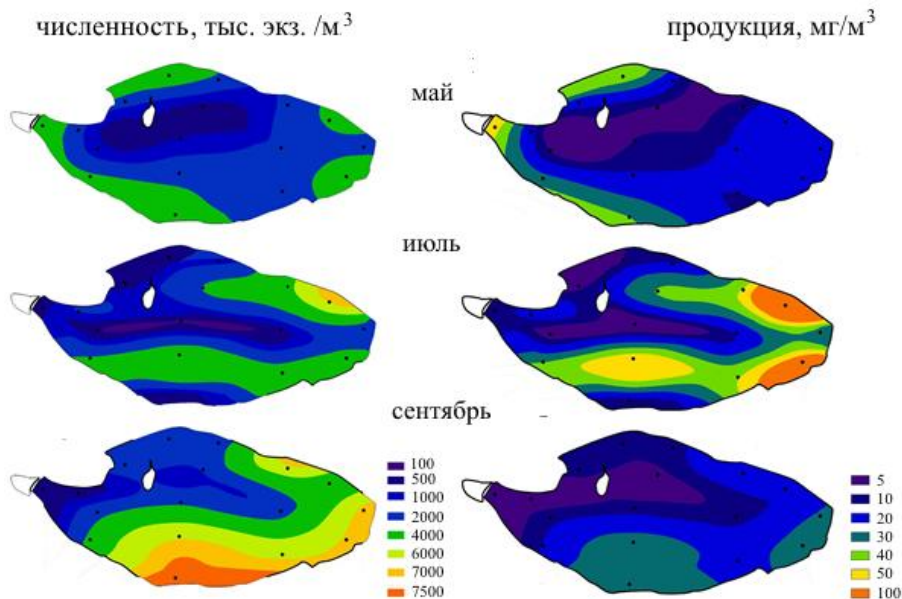
### Особенности развития планктонных сообществ инфузорий в пелагиали и открытой литорали

**Пространственная (горизонтальная) и временная гетерогенность количественного развития инфузорий по акватории озера.** В различных экотопах озера численность инфузорий менялась в широких пределах: в пелагиали – от 80 тыс. экз./м<sup>3</sup> до 5704 тыс. экз./м<sup>3</sup>; в открытой литорали – от 156 до 7584 тыс. экз./м<sup>3</sup>. Суточная продукция инфузорий тоже сильно варьировала: в пелагиали от 0,9 мг/м<sup>3</sup> до 47,3 мг/м<sup>3</sup>; в открытой литорали – от 0,8 до 90,3 мг/м<sup>3</sup>.



**Рис. 57.** Динамика сезонных изменений видового разнообразия (Индекс Шеннона, бит/экз.) сообщества инфузорий по акватории оз. Кандры-Куль за 2012 г.

В сезонном аспекте численность свободноживущих инфузорий была максимальна весной в большинстве литоральных станций и минимальна на глубоководной пелагической ст. 3 (рис. 58). Летом происходило увеличение численности инфузорий в районе с. Кундры-Кутуй (ст. 9) и вдоль южного берега (литоральные ст. 6, 11, 12 и пелагическая ст. 2), за исключением (по неясным причинам) ст. 1. Максимальные значения численности регистрировались в сентябре вдоль южного и восточного побережья озера. Таким образом, в 2012 г. изменение численности инфузорий на акватории озера (рис. 58) с мая по сентябрь шло в противофазе с изменением видового разнообразия (рис. 57) – в направлении с северо-запада на юго-восток; т.е. увеличение численности сопровождалось снижением видового разнообразия.



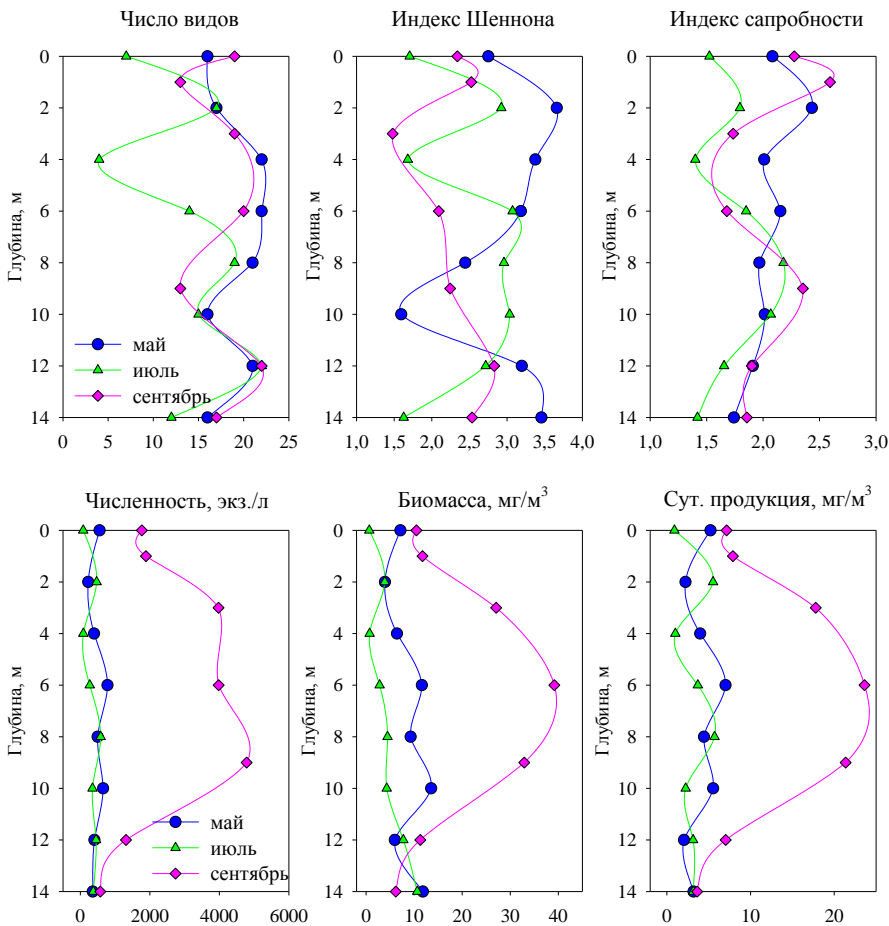
**Рис. 58.** Горизонтальное (в поверхностном слое воды) распределение численности и суточной продукции инфузорий по акватории озера в 2012 г.

Биомасса и суточная продукция инфузорий были максимальны летом на юго-восточном и северо-восточном побережьях озера и на пелагической станции 2 (рис. 58). Поскольку пространственные распределения биомассы и продукции по акватории оз. Кандры-Куль были аналогичны, мы приводим только карту распределения продукции (рис. 58).

Недалеко от постоянной станции 5 на северном берегу озера в апреле происходил сток талых вод с сельхозугодий. В мае и июле для контроля качества воды были взяты дополнительные пробы в районе этого стока. В мае здесь, по сравнению со ст. 5, регистрировалась повышенная численность инфузорий (в 1,8 раза), биомасса (в 3,4 раза), продукция (в 2,8 раза); при этом видовое разнообразие и выравненность сообщества инфузорий оставались одинаковыми на обеих станциях. В июле численность и биомасса инфузорий на ст. 5 и в районе стока различались незначительно, а продукция инфузорий в районе стока была в 5 раз меньше, чем на ст. 5, сапробность же воды – несколько выше, но в одной и той же  $\beta$ -мезосапробной зоне ("сток" –  $S=1,79$ , а ст. 5 –  $S=1,56$ ). Тем не менее, все эти различия попадают в пределы колебаний показателей количественного развития сообщества инфузорий на ближайших станциях северного берега (ст. 17, 5 и 8). Скорее всего, различия между сообществами ст. 5 и станции в районе стока обусловлены гетерогенностью развития инфузорий, связанной с локальными неоднородностями условий в мелкой прибрежной зоне и не могут быть объяснены исключительно влиянием стока.

#### **Особенности вертикального распределения инфузорий в пелагиали.**

При исследовании характера вертикального распределения сообщества инфузорий на глубоководной пелагической ст. 3 было установлено, что изменение числа видов и видового разнообразия инфузорий (индекса Шеннона) с глубиной происходит довольно синхронно в мае-июле, а в сентябре – почти в противофазе (рис. 59). Это означает, что в сентябре, при значительном количестве видов на глубинах 3-5 м, видовое разнообразие инфузорий становится минимальным из-за сильного доминирования в сообществе отдельных видов и меньшей выравненности. Зато на глубинах 1 м и 9 м при меньшем количестве видов, разнообразие было выше. Летом на глубине 4 м был выявлен "спад" и в количестве видов, и в видовом разнообразии. Профили вертикального изменения численности, биомассы и продукции инфузорий в толще воды довольно однообразны весной и летом (с небольшими колебаниями), часто синхронизированы. В целом, неоднородность вертикального распределения инфузорий выражена слабо. Лишь осенью формировался обширный максимум биомассы инфузорий на глубине 6 м, численность же на поверхности и у дна была минимальна, в интервале глубин от 2 м до 10 м – она выше и распределялась по вертикали относительно равномерно.



**Рис. 59.** Профили вертикального распределения основных параметров развития инфузорий.

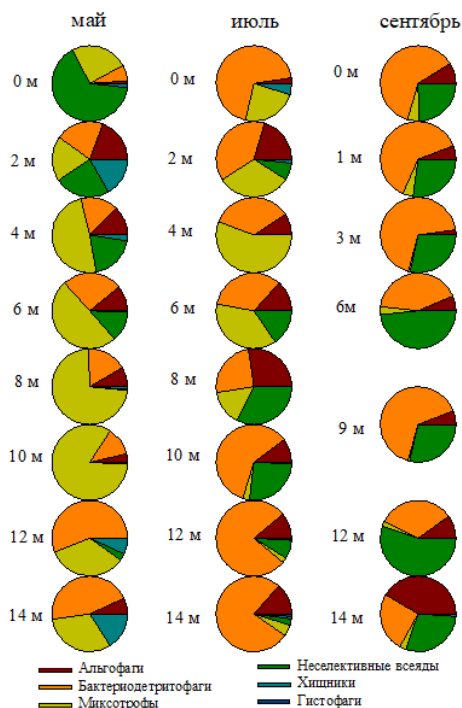
Как видно из табл. 53, основные доминанты и субдоминанты на двух пелагических станциях различной глубины представлены одним и тем же набором видов. Сходство сообществ инфузорий поверхностных горизонтов этих двух станций в 2010 г. было велико: 63% в июне и 57% – в сентябре; сообщества придонных горизонтов сильнее отличались осенью (коэффициент Сьеренсена в июне 57%, в сентябре – 37%). В целом, несмотря на то, что на всех горизонтах, за исключением придонного, присутствуют почти одни и те же виды, доминанты на разных горизонтах различаются (табл. 53). Поверхностные слои предпочитают *R. minima*, *B. planctonicum*, *P. viridis*, *H. grandinella*, *Pelagostrombidium* sp., придонные – *C. hirtus viridis*, *C. cratera*, *H. natans*, *R. lacustris*, *R. hyalinum* и др. (табл. 53). К осени состав структурообразующих видов несколько меняется: появляются в значительных количествах *Vorticella natans*, *Vorticella* spp., *Tintinnidium* spp., *Balanion planctonicum* и т.д. (табл. 53).

**Таблица 53.** Основные структурообразующие виды инфузорий на разных горизонтах водной толщи оз. Кандры-куль в 2010 г.

СЛОЙ	июнь	сентябрь
	Станция III (глубина 14,5 м)	
ЭПИЛИМНИОН	<i>Urotricha</i> spp.(22,5%)*, <i>Rabdoaskenasia minima</i> (16,7%), <i>Halteria grandinella</i> (10,6%), <i>Pelagohalteria viridis</i> (13,0%), <i>Pelagostrombidium</i> sp.(10%), <i>Acaryophrya sphaerica</i> (3,8%), <i>Balanion planctonicum</i> (3,2%), <i>Askenasia chlorelligera</i> (3,0%)	<i>B. planctonicum</i> (28,9%), <i>Urotricha</i> spp.(24,3%), <i>Tintinnidium</i> spp. ( 10,5%), <i>Vorticella natans</i> (9,2%), <i>R. hyalinum</i> (5,6), <i>R. minima</i> (3,3%)
МЕТАЛИМНИОН	<i>H. grandinella</i> (27,9%), <i>Urotricha</i> spp.(27,1%), <i>Epicarchesium pectinatum</i> (15,5%), <i>R. minima</i> (16,7%), <i>Rimostrombidium lacustris</i> (3,1%)	<i>Tintinnidium</i> spp. ( 23,8%), <i>Urotricha</i> spp.(14,7%), <i>R. hyalinum</i> (14,7%), <i>Tintinnopsis cylindrata</i> (10,1%), <i>Vorticella</i> spp. (3,7%), <i>Pelagostrombidium</i> sp. (3,7%)
ГИПОЛИМНИОН	<i>H. grandinella</i> (14,6%), <i>R. hyalinum</i> (14,6%), <i>Codonella cratera</i> (14,6%), <i>Histiobalantium natans</i> (12,5%), <i>R. lacustris</i> (6,3%), <i>Rimostrombidium humile</i> (6,3%), <i>Lagynophrya</i> sp. ( 4,2%), <i>Tintinnidium</i> spp. (4,2%), <i>Coleps hirtus viridis</i> (6,3%)	<i>V. natans</i> (31,4%), <i>Urotricha</i> spp.(15,3%), <i>C. cratera</i> (9,3%), <i>Tintinnidium</i> spp. (7,5%), <i>C. hirtus viridis</i> (5,9%), <i>R. hyalinum</i> (5,9%), <i>Pelagostrombidium</i> sp. (4,2%), <i>R. lacustris</i> (3,4%), <i>Vorticella</i> spp. (3,4%)
N	245,9 тыс. экз./м <sup>3</sup>	187,8 тыс. экз./м <sup>3</sup>
<b>Станция II (глубина 7,5 м)</b>		
ПОВ.	<i>Pelagohalteria viridis</i> (18,6%), <i>Askenasia acrostomia</i> (16,5%), <i>Urotricha</i> spp.(15,9%), <i>R. minima</i> (12,0%), <i>H. grandinella</i> (12,0%), <i>Pelagostrombidium</i> sp. (5,7%)	<i>R. hyalinum</i> (18,7%), <i>B. planctonicum</i> (13,7%), <i>R. minima</i> (4,3%), <i>Pelagostrombidium</i> sp. (3,7%)
ДНО	<i>Urotricha</i> spp.(21,0%), <i>Pelagostrombidium</i> sp. (19,9%), <i>R. minima</i> (12,0%), <i>P. viridis</i> (9,9%), <i>H. grandinella</i> (8,0%), <i>A. acrostomia</i> (5,1%), <i>R. lacustris</i> (5,1%), <i>C. cratera</i> (4,3%)	<i>R. hyalinum</i> (43,6%), <i>Tintinnidium</i> spp. (28,7%), <i>A. acrostomia</i> (5,7%), <i>H. grandinella</i> (10,3%)
N	930,0 тыс. экз./м <sup>3</sup>	193,5 тыс. экз./м <sup>3</sup>

Примечание. \* – в скобках вклад вида в общую численность; N – средняя численность; в таблице приведены виды, доля по численности которых более 3%

*Трофическая структура* сообщества инфузорий с глубиной в разные месяцы изменяется по-разному (рис. 60). Так, в мае на поверхности преобладают неселективные всеяды. Но на глубине 2 м общая численность инфузорий уже равномерно представлена всеми (за исключением отсутствующих гистофагов) трофическими группами. Начиная с 12 м и до дна, доминирование переходит к инфузориям бактериодетритофагам. В летний и осенний период в структуре сообщества инфузорий на всех глубинах, за небольшим исключением, доминируют бактериодетритофаги, лишь в сентябре на глубине 6, 12 м – неселективные всеяды. *Миксотрофы* как особая экологическая группа инфузорий в мае представлена на всех горизонтах; однако явное нарастание их доминирования происходит в слое воды от 4 м до 10 м, где их вклад в общую численность достигает максимума – 83%. В июле они преобладают по численности над немиксотрофами на глубине 4 м; в сентябре их роль в столбе воды ничтожна.



Таким образом, в данном водоеме, несмотря на существующие максимумы численности и биомассы инфузорий в эпилимнионе и незначительные различия в видовом составе в поверхностных и придонных горизонтах, вертикальная неоднородность сообщества инфузорий выражена слабо, отсутствуют четко различающиеся по горизонтам (эпи-, мета-, гипolimнион) комплексы видоводоминантов, характерные для водоемов с ярко выраженной стратификацией и наличием анаэробного или микроаэробного гипolimниона.

**Рис. 60.** Изменения трофической структуры сообщества инфузорий по вертикали в оз. Кандры-Куль в 2012 г.

### Особенности развития планктонных сообществ инфузорий в прибрежных зарослях макрофитов

В отличие от пелагиали, развитие сообщества инфузорий в заросших мелководьях подвержено влиянию множества локальных факторов: аллелопатическому воздействию макрофитов, изменению содержания органического вещества в воде в результате "потребления" его самим макрофитом, колебаниям температуры (летом сильный прогрев, а осенью "скачки" температуры воды на мелководье), стокам с прибрежной территории, выеданию зоопланктоном и мальками рыб, развивающимися в зарослевой части озера и т.д.

Поэтому какие-либо общие закономерности выявить довольно трудно. Тем не менее, видовое богатство, видовое разнообразие и количественное развитие инфузорий в зарослевой зоне в целом явно выше (табл. 51, 54, 55). Вероятно, структура сообщества инфузорий, формирующегося в планктоне среди высших растений, изменяется по мере их развития в течение вегетационного периода. Так в мае, в начале периода вегетации, в зарослях тростника около ст. 16 сообщество инфузорий в месте будущего произрастания тростника мало отличается от сообщества инфузорий открытой литорали. В июле, в период интенсивного развития макрофита, все показатели развития сообщества инфузорий в 1,5-2 раза выше, чем в открытой литорали, а с началом отмирания растений в сентябре – напротив, значительно ниже. Подобный ход сезонных из-

менений отмечался нами лишь для сообщества инфузорий в зарослях тростника в районе ст. 16. В районе др. станций (ст. 10, ст. 13, ст. 17) в зарослях тростника и осенью сохранялось большее, по сравнению с открытой литоралью, разнообразие и количественное развитие инфузорий. Сообщества инфузорий среди зарослей погруженной водной растительности, в период угасания последней в сентябре, обычно имеют большие значения численности, биомассы и продукции, чем сообщества инфузорий пелагиали и открытой литорали.

Развитие инфузорий в разных сообществах макрофитов очень неравномерно: число видов, зарегистрированных в планктоне среди отдельных видов макрофитов в 2010-2012 гг., колеблется от 14 до 45, численность – от 184 до 8994 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – от 2,2 до 66,1 мг/ м<sup>3</sup>, суточная продукция – от 1,6 до 30,1 мг /м<sup>3</sup> (табл. 54, 55). В 2010 г. наивысшие значения данных показателей при минимальном показателе видового разнообразия (индекс видового разнообразия Шеннона равен 2,10), сильном доминировании (индекс Симпсона – 0,54), и, соответственно, наименьшей выравненности сообщества (индекс Пилелу – 0,39) отмечены в тростнике (табл. 54).

**Таблица 54.** Характеристика сообществ инфузорий, формирующихся в зарослях высшей водной растительности в 2010 г.

Экотоп	Показатели сообщества						Доминанты
	<i>n</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>H<sub>n</sub></i>	<i>d</i>	<i>E</i>	
ст. VII, литораль	18	305	3,9	2,67	0,77	0,64	<i>Halteria grandinella</i> (43,5%), <i>Pelagohalteria viridis</i> (33,4%)
рогоз (ст. VII)	38	2228	17,4	2,62	0,74	0,50	<i>H.grandinella</i> (43,5%), <i>P. viridis</i> (18,6%), <i>Cyclidium glaucoma</i> (10,5%),
ст. I, литораль	18	1116	11,8	3,27	0,87	0,78	<i>P. viridis</i> (18,6%), <i>Askenasia acrostomia</i> (16,5%), <i>Urotricha</i> spp.(15,9%), <i>R. minima</i> (12,0%), <i>H. grandinella</i> (12,0%),
рогоз	20	215	2,2	3,13	0,81	0,73	<i>Urotricha</i> spp.(34,9%), <i>Acaryophrya sphaerica</i> (22,3%)
тростник	43	8994	53,0	2,10	0,54	0,39	<i>H. grandinella</i> (67%), <i>Urotricha</i> spp.(11,6%)
сосенка	22	1262	11,9	3,10	0,84	0,70	<i>C. hirtus</i> (26,5%), <i>C. hirtus viridis</i> (23,1%), <i>Cyclidium glaucoma</i> (11,4%), <i>Urotricha</i> spp.(11,6%)
хара	39	1838	13,3	3,69	0,89	0,70	<i>Urotricha</i> spp.(16,5%), <i>Coleps hirtus</i> (15,6%), <i>H. grandinella</i> (13,4%), <i>Mesodinium pulex</i> (12,9%)
рдест	18	164	5,6	3,43	0,86	0,82	<i>Vorticella</i> spp. (29,3%), <i>H. grandinella</i> (13,4%), <i>R. hyalinum</i> (10%),
лютик	36	3019	64,9	3,15	0,83	0,61	<i>Strobilidium caudatum</i> (26,8%), <i>Pelagostrombidium mirabile</i> (20,6%), <i>P. fallax</i> (20,3%)

Примечание. *n* – число видов, *N* – численность, тыс. экз./м<sup>3</sup>, *B* – биомасса, мг/ м<sup>3</sup>, *H<sub>n</sub>* – индекс Шеннона, *d* – индекс Симпсона, *E* – индекс Пилелу.

**Таблица 55.** Параметры развития сообществ инфузорий в зарослях высшей водной растительности в 2012 г.

Станции и экотопы		<i>n</i>	<i>H<sub>n</sub></i>	<i>d</i>	<i>E</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>W</i>	<i>S</i>
Ст. 16	литораль тростник	21	2,87	0,26	0,65	1284	22,16	13,78	0,01725	2,07
		22	2,46	0,34	0,55	1320	25,06	16,06	0,01898	1,90
Ст. 13	литораль тростник хара	май								
		14	2,55	0,23	0,67	402	6,36	6,19	0,01582	1,84
		20	3,38	0,13	0,78	348	3,32	3,28	0,00955	2,47
Ст. 16	литораль тростник	45	2,82	0,34	0,51	1072	8,76	7,98	0,00817	2,89
		13	2,59	0,25	0,70	226	3,77	3,79	0,01666	1,92
Ст. 10	литораль тростник	23	3,31	0,16	0,73	400	5,79	5,27	0,01447	2,41
		июль								
Ст. 11	литораль тростник уруть	14	2,92	0,15	0,77	1246	16,56	23,76	0,01329	1,67
		14	1,86	0,33	0,49	2822	15,41	10,80	0,00546	2,49
		36	1,89	0,48	0,37	5129	25,81	17,90	0,00503	2,40
Ст. 11	литораль сосенка	8	1,24	0,54	0,41	2864	44,91	63,92	0,01568	1,44
		22	1,93	0,31	0,43	7998	42,96	30,08	0,00537	2,57
Ст. 12	литораль сосенка	15	3,06	0,14	0,78	2126	26,38	29,91	0,01241	1,98
		24	2,51	0,29	0,55	800	9,42	4,80	0,01178	2,74
Ст. 13	литораль тростник хара	15	2,98	0,18	0,76	156	1,64	0,81	0,01053	2,36
		19	3,01	0,22	0,71	246	3,60	1,61	0,01464	1,95
		40	3,53	0,16	0,66	1506	66,01	21,77	0,04383	2,21
Ст. 16	литораль тростник уруть	23	2,65	0,23	0,59	1463	10,25	6,49	0,00701	2,15
		16	3,33	0,13	0,83	184	3,92	1,55	0,02132	2,26
		23	3,10	0,19	0,69	388	5,02	2,37	0,01295	2,07
Ст. 17	литораль тростник	9	1,92	0,37	0,61	212	4,50	4,33	0,02125	1,88
		22	3,13	0,15	0,70	538	8,07	3,60	0,01501	2,53

Наибольшим разнообразием ( $H_n = 3,9$ ), значительной выравненностью структуры ( $d = 0,89$ ;  $E = 0,70$ ) отличалось сообщество инфузорий, развивающееся в зарослях хары (табл. 55). Каких-то особенностей, характерных для сообществ инфузорий в зарослях прибрежно-водных растений, по сравнению с сообществами в зарослях погруженных в воду растений, не выявлено: развитие инфузорий обусловлено локальными условиями, сложившимися в каждом из макрофитов, и определяется, скорее всего, биотическими отношениями. По составу видов-доминантов сильно выделяется сообщество инфузорий, формирующееся в зарослях лютика водного (табл. 55). Здесь основу численности составлял нигде более не найденный в таких значительных количествах *Strobilidium caudatum* и инфузории рода *Pelagostrombidium*. Следует отметить, что, в целом, в разряд инфузорий-доминантов зарослей макрофитов, за исключением *S. caudatum*, *Acaryophrya sphaerica*, *Cyclidium glaucoma*, *Coleps hirtus*, попадают виды, доминирующие и в пелагиали.

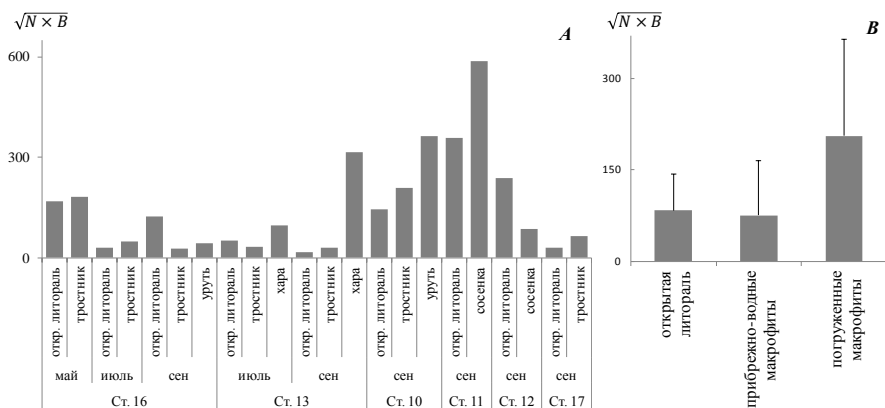
В 2012 году максимальным видовым разнообразием и выравненностью так же, как и в 2010 г., выделялись планктонные сообщества инфузорий среди зарослей хары, несмотря на то, что здесь часто складывались микроаэробные



условия. Абсолютный максимум численности инфузорий (7998 тыс. экз. /м<sup>3</sup>) был зарегистрирован на восточном побережье (в районе ст. 11), в зарослях водяной сосенки в сентябре. В целом, по сравнению с 2010 г., видовой состав инфузорий заросших мелководий в 2012 г. был более представительен, видимо, из-за большего числа обследованных зарослей макрофитов (при том, что площадь зарастания озера макрофитами в 2012 г. значительно уменьшилась).

Таким образом, количественное развитие (численность, биомасса, продукция) в зарастающем мелководье выше, чем в пелагической части озера. Однако, что касается открытой литорали, то здесь нет однозначной закономерности: значения численности и биомассы сообществ инфузорий открытой литорали могут быть как выше, так и ниже таковых фитофильных сообществ (рис. 61А). Тем не менее, значения усредненного индекса плотности их сообществ несколько превышают показатели сообществ инфузорий среди зарослей прибрежно-водной растительности и значительно уступают показателям сообществ среди погруженно-водных растений (рис. 61В).

**Структурные различия сообществ инфузорий "открытой воды" и заросшего мелководья** (табл. 56). В целом, в планктоне озера преобладают эупланктонные виды, что обычно характерно для глубоких олиготрофных водоемов. Однако в сообществе инфузорий фитали значителен вклад во все три показателя – число видов, численность и биомассу – "переходных" видов (встречающихся сразу в нескольких биотопах) и существенно увеличена роль перифитонных и бентосных видов, попадающих в планктон за счет смыва с растений и вследствие взмучивания грунтов и т.д. (табл. 51, 56).



**Рис. 61** Индекс плотности сообщества инфузорий в различных экотопах (открытая литораль и заросшее мелководье) (А) и усредненно в их группах (В)

По вкладу в число видов различных трофических групп различия между зоной открытой воды и заросшим мелководьем несущественны. Однако в количественном отношении в фитали, по сравнению с пелагиалью и открытой литоралью, значительно увеличен вклад двух групп: бактериодетритофагов и гистофагов, а вклад неселективных всеядов, альгофагов и хищников значительно снижен. Миксотрофы же вносят больший (в 2,7 раз) вклад в

структуру сообщества инфузорий в области "открытой воды", по сравнению с заросшей частью водоема (табл. 56).

**Таблица 56.** Структурные различия сообществ инфузорий "открытой воды" (пелагиаль и открытая литораль) и заросшего мелководья (фиталь)

<i>Группы</i>	<i>Число видов, %</i>		<i>Численность, %</i>		<i>Биомасса, %</i>	
	"открытая вода"	фиталь	"открытая вода"	фиталь	"открытая вода"	фиталь
	Биотопическая структура					
Бентосные	1,3	7,5	0,002	0,2	0,0	0,4
Планктонные	65,4	45,3	97,8	82,0	98,5	74,4
Перифитонные	11,5	21,7	0,2	2,4	0,3	6,6
"Переходные"	21,8	25,5	1,9	15,4	1,2	18,7
	Трофическая структура					
Альгофаги	17,5	17,3	29,9	21,3	52,7	43,3
Бактериодетритофаги	42,3	41,3	19,4	36,6	15,8	20,6
Гистофаги	5,2	3,8	0,2	5,4	0,3	8,4
Неселективные всеяды	17,5	15,4	47,0	35,3	25,8	21,9
Хищники	17,5	22,1	3,5	1,4	5,5	5,8
	"Экологическая" структура					
Миксотрофы	17,5	17,3	26,9	10,1	51,4	22,1
Немиксотрофы	82,5	82,7	73,1	89,9	48,6	77,9

### Экологическое состояние водоема по характеристикам сообщества инфузорий планктона

**Сравнительный анализ сообществ инфузорий в 2010 и 2012 гг.** Для анализа развития сообществ инфузорий в 2010 г. и 2012 г. использовали пробы по аналогичным станциям (ст. 2, ст.3 и ст. 10 в 2012 г. соответствовали ст. II, ст. III и ст. VII в 2010 г.) в зоне открытой воды в аналогичный период времени (летний и осенний) (табл. 57, рис. 62). Относительно небольшое (чуть более 60%) сходство фауны инфузорий в 2010 г. и 2012 г., свидетельствует не столько о существенных переменах в сообществе инфузорий (доминирующий комплекс пока остается одинаковым), сколько о значительном потенциальном видовом разнообразии инфузорий в водоеме, которое при выбранной частоте отбора проб просто не регистрировалось. Видовое разнообразие сообщества инфузорий планктона в 2012 г., по сравнению с 2010 г., в целом уменьшилось, несмотря на значительное число выявленных видов.

Более важны межгодовые изменения количественных и структурных показателей сообщества инфузорий в 2010 г. и 2012 г. По сравнению с 2010 г., численность и биомасса инфузорий в 2012 году возросли почти вдвое (в 2010 г. средняя численность составляла  $875 \pm 672$  экз./л, средняя биомасса –  $9,1$  мг/м<sup>3</sup>, а

в 2012 г.  $N_{ср.} = 1700 \pm 325$  экз./л и  $B = 17,4$  мг/м<sup>3</sup>). Увеличилось число проб с высокой численностью инфузорий (от 1500 до 7000 экз./л) и общей биомассой (20-40 мг/м<sup>3</sup>): если в 2010 г. на их долю приходилось 20% и 10% (общего числа проб по численности и биомассе, соответственно), то в 2012 г. – 65% и 57% (рис. 62).

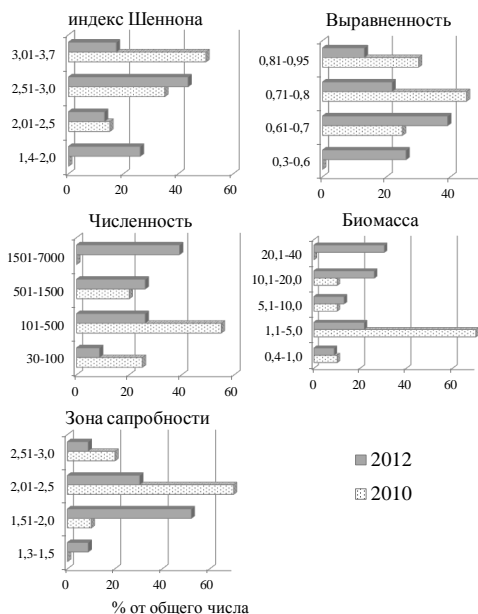
**Таблица 57.** Основные параметры развития сообществ инфузорий в 2010 и 2012 гг.

экотопы	<i>n</i>	$H_w$ бит/экз.	<i>d</i>	<i>E</i>	<i>N</i> , экз./л	<i>B</i> , мг/м <sup>3</sup>	<i>W</i> , мкг/экз.	<i>S</i>
<b>2010 г.</b>								
"открытая вода"	15,7	2,99	0,18	0,77	295	3,81	0,015	2,28
заросшее мелководье	30,9	3,03	0,21	0,63	2531	24,05	0,014	2,31
все озеро	19,6	3,00	0,19	0,73	875	9,06	0,014	2,29
<b>2012 г. (по совпадающим станциям и месяцам)</b>								
"открытая вода"	15,7	2,47	0,28	0,64	1841	14,79	0,010	1,96
все озеро	19,0	2,59	0,27	0,63	1822	15,38	0,012	2,12
<b>2012 г. (все станции)</b>								
"открытая вода"	18,4	2,60	0,27	0,63	1694	17,48	0,013	2,05
заросшее мелководье	25,1	2,79	0,25	0,62	1750	17,17	0,014	2,38
все озеро	19,2	2,62	0,27	0,63	1701	17,44	0,013	2,09

*Примечание.* Открытая вода = пелагиаль + открытая литораль; *n* – удельное число видов,  $H_w$  – индекс Шеннона (по численности), *d* – индекс доминирования Симпсона, *E* – индекс выровненности сообществ Пиелу, *N* – численность, *B* – биомасса, *W* – средний вес особи в сообществе, *S* – индекс сапробности

Существенно изменилась размерная структура сообщества инфузорий (что особенно явно регистрировалось на станциях открытой литорали и пелагиали) в сторону увеличения вклада более мелких видов. Так, средний вес особи в сообществе в 2010 г. равнялся 0,015 мкг/экз., а в 2012 г. – в 1,5 раза меньше: всего лишь 0,010 мкг/экз. В летне-осенний период 2012 г. отмечены некоторые изменения трофической структуры сообществ инфузорий различных зон озера, по сравнению с 2010 г. Так, в пелагиали и открытой литорали значительно (в 2,4 раза) увеличилась доля бактериодетритофагов, и уменьшился вклад хищников, альгофагов и миксотрофов. На заросшем мелководье (фитали) из трофической структуры выпали инфузории-гистофаги, присутствовавшие в 2010 г. Однако, в отличие от зоны открытой воды, вклад бактериодетритофагов в сообществе инфузорий фитали снизился, а альгофагов и неселективных всеядов – возрос. Таким образом, в 2012 г., по сравнению с 2010 г., намечилось некоторое упрощение трофической структуры сообщества инфузорий, более выраженное в заросшем мелководье. Все это, наряду с другими причинами, свидетельствует о происходящем увеличении трофности водоема. Выявленная тенденция хорошо согласуется с оценкой изменения экологического состояния водоема по содержанию общего фосфора и хлорофилла "а".

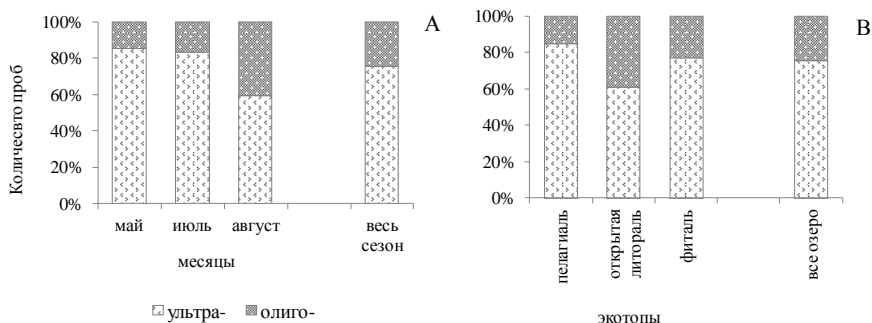
**Трофический статус озера по численности инфузорий.** Четкой шкалы для определения трофности по численности инфузорий, как для других групп планктона, например, фитопланктона, не разработано, и в литературе много



**Рис. 62.** Распределение количества проб (% от общего числа проб) с определенными характеристиками сообществ инфузорий в 2010 и 2012 гг.

Максимальное количество "проб с олиготрофным статусом" обнаружено в открытой литорали (рис. 63B).

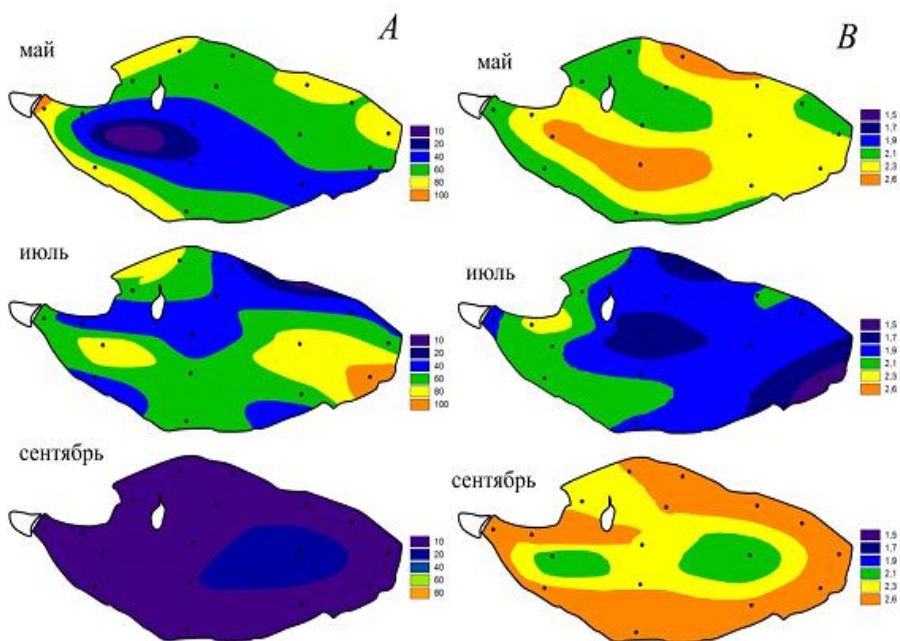
противоречивых сведений. Тем не менее, мы воспользовались градацией J.R. Beaver & T.L. Crisman (1989), согласно которой диапазон численности до 2400 экз./л соответствует ультраолиготрофному уровню, диапазон 2300-10800 экз./л – олиготрофному уровню. Трофический статус озера Кандры-Куль, по данной градации, и в 2010 г., и в 2012 г. оценивается как ультраолиготрофный и олиготрофный. При этом в 2012 г. соотношение количества проб с численностями инфузорий, соответствующими олиготрофному статусу водоема, увеличивается (рис. 63A). Максимальное количество "проб с олиготрофным статусом" обнаружено в открытой литорали (рис. 63B).



**Рис. 63.** Соотношение количества проб с численностями инфузорий, соответствующими различному трофическому статусу водоема, в разные месяцы (А) и разных экотопах оз. Кандры-Куль (В) в 2012 г.

**Оценка сапробности среды по видам инфузорий-индикаторов.** В период исследований 2012 г. индекс сапробности среды закономерно возрастал в направлении (табл. 51, рис. 64B): пелагиаль (2,06) – открытая литораль (2,11) – фиталь (2,38). В среднем за период сапробность воды озера соответствовала β-

мезосапробной зоне ( $S = 2,09$ ), хотя в сезонном аспекте средняя сапробность воды в озере была минимальна в июле ( $S = 1,89$ ) и максимальна ( $S = 2,25$ ) в сентябре (в начале периода отмирания макрофитов) за счет возрастания поступления органического вещества автохтонного происхождения. Так, в мае, относительно высокие значения индекса сапробности были обусловлены поступлением органического вещества (аллохтонного происхождения) с тальми водами с водосборной территории (табл. 51), когда пояс макрофитов был еще слабо развит. Необходимо подчеркнуть, что за период исследований сапробность среды в зарослевой части и открытой воде изменялась по-разному: в зоне открытой воды – снижалась летом, в зарослевой части – соответственно, возрастала (табл. 51). В июле на станциях среди зарослей макрофитов индекс сапробности воды был выше, чем на станциях открытой воды. Это указывает на барьерную функцию задержания органического вещества уже хорошо развившимся поясом макрофитов. В сентябре, напротив, при отмирании и разрушении такого четко ограниченного пояса макрофитов, сапробность в зоне открытой литорали становилась выше, чем в заросшем мелководье. Это указывает на снижение барьерной функции макрофитов и, соответственно, вымывание органического вещества в прилегающую область (открытая литораль).



**Рис. 64.** Пространственно-временное распределение доли миксотрофных инфузорий (А) и сапробности (В) воды в оз. Кандры-Куль в 2012 г.

*Сапробность воды в зоне пелагиали и открытой литорали.* Полученные нами данные показали (рис. 64В), что в мае области повышенной сапробности

среды были расположены в районе пелагических станций 2 и 15 ( $S = 2,32-2,43$ ) и в районе ст. 5 и в месте, где возможно влияние стока загрязненных талых вод с сельхозугодий ( $S = 2,24-2,46$ ). В июле зона относительно повышенной сапробности ( $S = 1,92-2,16$ ) формировалась вблизи области произрастания подводных макрофитов в районе ст. 12, 14, 16 и пелагической ст. 15. В сентябре область повышенного органического загрязнения охватывала, за небольшим исключением, уже все прибрежные участки ( $S = 2,15-2,59$ ), а в направлении глубоководных станций 7 и 15 индексы сапробности среды постепенно понижаются до 1,95-1,99. Таким образом, несмотря на сезонные и пространственные колебания индекса сапробности, вся область открытой воды оз. Кандры-Куль (пелагиаль и литораль) в 2012 г. относилась к  $\beta$ -мезосапробной зоне.

Вертикальный профиль изменения индекса сапробности воды на глубоководной станции в озере в 2010 г. и 2012 г. совпадал – сапробность верхних слоев воды в озере была всегда несколько выше, чем у дна (рис. 59). На развитие в озере видов-индикаторов сапробности могут влиять особенности химического состава его воды, с высокой минерализацией и уровнем сульфатов и щелочным рН. Эти условия неблагоприятны для развития многих индикаторов низкой сапробности, предпочитающих слабокислые маломинерализованные воды. Поэтому показатель сапробности среды, вероятно, не всегда может быть в полной мере информативным.

*Сапробность воды в зоне заросших мелководий (фитали).* Оценка сапробности среды по инфузориям-индикаторам показала, что вода в области произрастания макрофитов относится, в основном, к  $\beta$ -мезо- и  $\alpha$ -мезосапробной зоне. В июле максимально высокие показатели органического загрязнения были зарегистрированы в зарослях хары в районе ст. 13 ( $S = 2,89$ ), где присутствовали виды инфузорий родов *Cyclidium*, *Plagiopyla*, *Spirostomum*, *Loxodes* и др., способные выдерживать не только высокое содержание органического вещества в среде, но также дефицит кислорода и присутствие сероводорода (у таких видов индексы сапробности – 3,0Е и даже 4,0Е). В сентябре максимальные индексы сапробности зарегистрированы в районе произрастания водяной сосенки ( $S = 2,57$  и 2,74; в районе ст. 11 и 12, соответственно) и тростника ( $S = 2,49-2,53$ ; ст. 10 и 17), указывая на  $\alpha$ -мезосапробную зону или ее границу с  $\beta$ -мезосапробной.

Наметившаяся тенденция увеличения трофического уровня не нашла своего отражения в изменении сапробности: индекс сапробности на станциях открытой воды в 2012 г. несколько уменьшился ( $S=2,28$  в 2010 г. и  $S=1,96$  в 2012 г.), а в зарослевой части водоема практически не изменился ( $S=2,31-2,38$ ), оставаясь в рамках одной зоны сапробности –  $\beta$ -мезосапробной. В 2010 г. было зарегистрировано больше проб (70%) с индексом сапробности 2,0-2,5 ( $\beta''$ -мезосапробная зона), а в 2012 г. – оказалось больше проб с индексом сапробности 1,5-2,0 ( $\beta'$ -мезосапробная зона). Но как уже отмечалось, в условиях слабощелочной реакции среды и повышенной минерализации индекс сапробности не всегда точно отражает уровень органического загрязнения.

*Роль миксотрофов и сапробность воды.* В развитии инфузорий, содержащих симбионты, выявлены некоторые закономерности: весной оно начинается с западной части озера и летом смещается к восточной части. Вклад миксо-

трофов в общие характеристики сообщества минимален осенью (5,5% общей численности), когда накапливается в толще воды значительное количество органического вещества. При этом пространственно они распределены тоже неравномерно: весной вклад выше в мелководной прибрежной части, летом и осенью в пелагической (до 57% и 50% общей численности). Как оказалось, изменения пространственно-временного распределения доли миксотрофов (рис. 64А) следуют в противофазе с таким показателем, как сапробность воды (рис. 64В) и "картинки их распределения" часто "накладываются", за небольшим исключением, друг на друга (достоверная корреляция  $r = -0,43$ , при  $p < 0,05$ ). Так, в сезонном аспекте осенью вклад миксотрофов минимален – сапробность максимальна. В мае области повышенной сапробности среды и пониженного вклада инфузорий с симбионтами были расположены в районе пелагических ст. 2 и 15 ( $S = 2,32-2,43$ ). В июле зона относительно повышенной сапробности ( $S = 1,92-2,16$ ) формировалась вблизи области произрастания подводных макрофитов около станций 12, 14, 16 и пелагической ст. 15, где доля миксотрофных инфузорий тоже невелика. И, наконец, обращает на себя внимание почти полное совпадение в сентябре областей повышенной сапробности и пониженной доли миксотрофов, охватывающих почти все прибрежные участки ( $S = 2,15-2,59$ ). Из литературы (Wetzel, 1975) известно, что доля миксотрофных организмов снижается по мере увеличения трофического статуса водоема. Учитывая данные др. авторов и собственные наблюдения, можно предположить, что такой показатель как доля миксотрофных инфузорий возможно использовать для оценки экологического состояния водоема (эктопа и т.п.).

В целом, подводя итог исследованиям свободноживущих инфузорий в оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг., следует отметить следующие особенности их развития:

- фауна свободноживущих инфузорий озера довольно представительна – обнаружено более 130 видов, относящихся к 79 родам, 55 семействам, 27 отрядам, 11 подклассам и 10 классам; в планктоне зарослей высшей водной растительности зарегистрировано 82% от числа выявленных видов, тогда как в пелагиали – 60%;

- в пелагиали озера важную роль играют алкалифильные доминанты, предпочитающие олиго- и мезотрофные условия;

- средние показатели количественного развития инфузорий (численность – 875 тыс. экз./м<sup>3</sup> в 2010 г. и 1701 экз./л в 2012 г. и биомасса – 9,1 мг/ м<sup>3</sup> и 17,4 мг/ м<sup>3</sup>, соответственно) соответствуют уровню олиготрофного водоема (по градациям Beaver, Crisman, 1989); при этом увеличении вдвое количественного развития сообщества инфузорий в 2012 г., по сравнению с 2010 г., свидетельствует о наметившейся тенденции нарастания трофического уровня водоема;

- вертикальная неоднородность распределения сообщества инфузорий на пелагических станции выражена слабо, но, тем не менее, ярче проявляется осенью;

- более выражена горизонтальная гетерогенность распределения инфузорий по акватории; в течение сезона 2012 г. максимум видового разнообразия

инфузорий смещался с мая по сентябрь с юго-востока озера на северо-запад; изменение же численности инфузорий по акватории шло в противоположном направлении: с северо-запада на юго-восток;

– выявлена обратная зависимость между показателями сапробности среды и долей миксотрофных инфузорий, что, вероятно, может быть использовано при оценке состояния водных экосистем;

– степень сапробности среды (т.е. уровня органического загрязнения), оцененная по видам-индикаторам инфузорий, соответствует  $\beta$ -мезосапробной зоне.

Таким образом, произошедшее в 2012 г., по сравнению с 2010 г., увеличение (хоть и незначительное) общей численности, биомассы и суточной продукции инфузорий, возрастание вклада бактериодетритофагов в общую численность и уменьшение роли миксотрофов, а также уменьшение среднего индивидуального веса особи в сообществе свидетельствуют пока о небольшом, но неуклонном возрастании уровня трофии озера.



## ГЛАВА 11

### ЗООПЛАНКТОН

**Методы.** Пробы зоопланктона в июле 2007 г. собирали в пелагиали на различной глубине (4 станции) сетью Джели (диаметр входа – 14 см, сито с ячейей 64 мкм). Зоопланктон исследовали в пелагиали, открытой и заросшей литорали в июле и сентябре 2010 г. (10 станций) и в мае, июле и сентябре 2012 г. (17 станций) (рис. 1). Интегральные пробы на глубоководных станциях отбирали батометром Рутнера (2 л) в столбе воды от поверхности до дна, в литорали – только в поверхностном (0,5 м) слое (Уманская и др., 2013). Через сачок из сита с ячейей 64 мкм процеживали 6–8 л воды, пробы фиксировали 4%-ным раствором формальдегида. Камеральную обработку сборов зоопланктона (196 проб) проводили в лаборатории под микроскопом в камере Богорова по методикам: (Методика изучения..., 1975; Определитель зоопланктона..., 2010).

Состояние зоопланктона оценивали по видовому богатству, численности ( $N$ , тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомассе ( $B$ , г/м<sup>3</sup>), частоте встречаемости ( $P$ , %) видов-индикаторов, коэффициенту видового сходства Серенсена, индексу видового разнообразия Шеннона, рассчитанному по численности ( $H_N$ ) и биомассе ( $H_B$ ), индексу выравниваемости Пиелу ( $H_B'$ ), коэффициенту трофности Мяземса ( $E$ ), индексу сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека ( $S$ ) (Мяземс, 1980; Шитиков и др., 2011; Sladecsek, 1973). Расчеты ансамбля экологических параметров зоопланктона выполнены с применением модуля “FWZooplankton-RHYTO” (Мухортова, Болотов, 2015). Дополнительно учитывали соотношения различных таксономических групп, имеющих индикаторное значение для оценки эвтрофирования экосистемы (Андроникова, 1996; Лазарева, 2010), например, соотношение численности клadoцер и копепод ( $N_{Clad}/N_{Cop}$ ), биомассы ракообразных и коловраток ( $B_{Crust}/B_{Rot}$ ), биомассы циклопов и калянид ( $B_{Cycl}/B_{Cal}$ ) и биомассы зоопланктона и фитопланктона ( $B_z/B_{ph}$ ). К доминантам относили виды, численность и биомасса которых составляли более 10% общей численности и биомассы.

**Современное состояние зоопланктона.** На современном этапе (2010–2012 гг.) повышенной продуктивности оз. Кандры-Куль произошло увеличение видового богатства зоопланктона до 97–165 видов (Приложение 4), в период олиготрофии в 1972–2007 гг. отмечали 20–27 видов (Биккинин, Дьяченко, 1977; Пушкин и др., 1977). До 1976–1977 гг. в пелагиали водоема устойчиво регистрировали коловратку *Kellicottia longispina* (Kellicott), обычную для олигосапробных водоемов (Биккинин, Дьяченко, 1977; Sladecsek, 1973), в 2007 г. – *Bosmina coregoni* Baird и *Bythotrephes longimanus* Leydig, которых также относят к олигосапробам. После 2010 г. олигосапробные виды были вытеснены  $\alpha$ - $\beta$ -сапробными (*Bosmina (Bosmina) longirostris* (O.F. Müller) и  $\beta$ -мезосапробными видами (*Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller)). В целом, видовое богатство зоопланктона составило 179 видов (Приложение 4).

В 1972–2007 гг. сообщество зоопланктона глубоководной части озера было монодоминантным с преобладанием *Diaphanosoma brachyurum* Levin (Биккинин, Дьяченко, 1977; Сабитова, 2007). В 2010 г. обнаружены два новых для

водоема вида рода *D. mongolianum* Ueno и *D. orghidani* Negrea. Этих кладоцер регистрировали только в открытой литорали, массового развития и высокой встречаемости они не достигали. В 2012 г. *D. orghidani* стала доминантом в пелагиали озера, *D. brachyurum* – субдоминантом. Смена доминантов, увеличение коэффициента вариации *N* и *B* зоопланктона с 50–75% в 2007 г. до 90–120% в 2010–2012 гг. указывало на снижение устойчивости планктонного сообщества. По сравнению с периодом олиготрофии, в видовом составе зоопланктона озера возросла доля ветвистоусых ракообразных с 36 до 49% в пелагиали и с 33 до 61% в открытой литорали, в тех же биотопах доля веслоногих сократилась с 62 до 42% и с 31 до 23% соответственно.

Сходство состава зоопланктона пелагиали и открытой литорали озера было высоким (75–82%), что указывало на взаимное обогащение сообществ видами, мигрирующими между этими зонами. Меньшее сходство (<50%) состава видов отмечено между пелагиалью и закрытой литоралью, это свидетельствовало о композиционном своеобразии зоопланктона зарослей макрофитов. В частности, максимальное сходство видового состава (75%) отмечено между глубоководными участками пелагиали (ст. 2 и 3), в заросшей литорали (55%) – между зарослями тростника и рогоза (ст. 9 и 10). Наиболее сильно различался (сходство <20%) состав сообщества пелагиали (ст. 3) и зарослей хары (ст. 13).

Наибольшее количество фитофильных видов зоопланктона (43) отмечено в зарослях хары, больше половины из них (23 вида) составляли коловратки. Чаще всего встречались *Lecane arcuata* (Брысе), *L. scutata* (Harring & Myers), виды родов *Trichotria* и *Euchlanis*. Типичными обитателями зарослей хвостника были кладоцеры *Dunhevedia crassa* King и *Eurycercus (Eurycercus) lamellatus* (O.F. Müller). В зарослях тростника обнаружено 15 видов зоопланктона, рогоза – 34 вида, их состав сходен с таковым сообщества открытой литорали за счет широкого распространения ракообразных *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller), *C. pulchella* Sars, *Eucyclops macruiroides* (Lilljeborg) и *E. macrurus* (Sars).

В 2007 г. пелагиаль оз. Кандры-Куль характеризовалась сравнительно невысокой численностью, но значительной биомассой зоопланктона (табл. 58). Основной вклад (56%) в обилие сообщества вносили кладоцеры, обычные для *o-β*- и *β*-мезосапробных условий: *Diaphanosoma brachyurum* ( $17 \pm 10$  тыс. экз./м<sup>3</sup> и  $1,8 \pm 1,2$  г/м<sup>3</sup>, встречаемость  $P = 95\%$ ) и *Daphnia cucullata* ( $12 \pm 11$  тыс. экз./м<sup>3</sup>,  $0,3 \pm 0,1$  г/м<sup>3</sup>,  $P = 95\%$ ). В небольшом количестве встречались *o*-сапробные виды: *Bosmina coregoni* ( $4 \pm 2$  тыс. экз./м<sup>3</sup>,  $< 0,1$  г/м<sup>3</sup>,  $P = 13\%$ ) и *Bythotrephes longimanus* ( $2 \pm 1$  тыс. экз./м<sup>3</sup>,  $0,2 \pm 0,1$  г/м<sup>3</sup>,  $P = 10\%$ ).

В жарком 2010 г. показатели обилия зоопланктона ( $423 \pm 117$  тыс. экз./м<sup>3</sup>,  $5,1 \pm 2,0$  г/м<sup>3</sup>) для всего озера оказались значительно выше (в 2–2.5 раза), по сравнению с таковыми в 2007 и 2012 гг. ( $237 \pm 56$  тыс. экз./м<sup>3</sup>,  $3,0 \pm 1,0$  г/м<sup>3</sup>). Максимальную численность зоопланктона отмечали в июле у южного берега озера в зарослях хвостника, наибольшую биомассу – у северного берега в зарослях рогоза. Наименьшие значения показателей летом наблюдали в пелагиали ( $32$  тыс. экз./м<sup>3</sup> и  $0,1$  г/м<sup>3</sup>) и у северо-восточного берега вдоль автотрассы М5. В сентябре обилие зоопланктона было высоким, сравнимым с наблюдаемым в июле; в глубоководной части озера существенно (в 3–18 раз) превышало июльское (табл. 58).

В пелагиали и открытой литорали озера доминировали ракообразные (65%), главным образом эвритопная *Diaphanosoma brachyurum* (26±20 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 0,8±0,1 г/м<sup>3</sup>,  $P = 100\%$ ), науплиусы (19±12 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 3±2 мг/м<sup>3</sup>,  $P = 79\%$ ) и копепоиды циклопов (17±20 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 20±10 мг/м<sup>3</sup>,  $P = 78\%$ ), в основном *Metacyclops gracilis* (Lilljeborg), *Thermocyclops crassus* (Fischer) и *Mesocyclops leuckarti* (Claus). В зарослях макрофитов преобладали кладоцеры, характерные для мезо-эвтрофных вод: *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (96±50 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 37±6 мг/м<sup>3</sup>,  $P = 54\%$ ) и *Acroperus harpae* (Baird) (16±10 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 0,6±0,4 г/м<sup>3</sup>,  $P = 52\%$ ).

**Таблица 58.** Средняя численность и биомасса зоопланктона в различных биотопах оз. Кандры-Куль в 2007-2012 гг.

Биотоп	Численность, тыс. экз./м <sup>3</sup>			Биомасса, г/м <sup>3</sup>		
	Май	Июль *	Сентябрь	Май	Июль *	Сентябрь
Пелагиаль 2007 г.	–	97±56	–	–	4,028 ± 3,191	–
Пелагиаль, поверхность	–	32 ± 26	576 ± 133	–	0,13 ± 0,26	0,31 ± 0,25
	275 ± 111	156 ± 875	125 ± 31	1,94 ± 0,52	1,26 ± 0,23	2,39 ± 0,14
Открытая литораль	–	188 ± 41	128 ± 60	–	0,35 ± 0,43	0,22 ± 0,23
	414 ± 157	92 ± 34	89 ± 25	4,37 ± 0,28	0,71 ± 0,40	1,52 ± 0,55
Северный берег (рогоз)	–	1200 ± 410	401 ± 265	–	11,23 ± 5,79	4,34 ± 5,07
	519 ± 417	93 ± 104	131 ± 185	3,53 ± 2,46	0,99 ± 1,45	0,87 ± 0,96
Восточный берег (гростник)	–	825 ± 560	398 ± 210	–	3,49 ± 2,17	2,12 ± 1,95
	380 ± 82	48 ± 56	66 ± 64	5,14 ± 3,94	0,12 ± 0,29	0,64 ± 0,48
Южный берег (хвостник)	–	1300 ± 640	450 ± 320	–	9,81 ± 5,31	6,43 ± 5,61
	388 ± 283	92 ± 24	74 ± 72	6,21 ± 9,91	0,47 ± 0,13	1,26 ± 1,96
Западный берег (хара)	–	890 ± 20	590 ± 260	–	10,75 ± 6,49	7,62 ± 4,35
	248 ± 41	136 ± 60	85 ± 58	0,95 ± 0,53	1,18 ± 0,45	3,33 ± 1,28

Примечание. Над чертой – 2010 г., под чертой – 2012 г. Приведены среднее значение и ± доверительный интервал. \* – данные за июнь 2010 г.

В 2012 г. наибольшие значения обилия зоопланктона во всех биотопах отмечены в мае, его численность была особенно высокой (>500 тыс. экз./м<sup>3</sup>) в зарослях рогоза, биомасса (>6 г/м<sup>3</sup>) – в зарослях хвостника (табл. 58). Минимальные сезонные колебания численности зоопланктона зарегистрированы в июле у северо-восточного берега вдоль автотрассы М5.

В пелагиали и открытой литорали доминировали ракообразные (68%) *Diaphanosoma orghidani* (28±19 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 0,71±0,05 г/м<sup>3</sup>,  $P = 100\%$ ),

*D. brachyurum* (22±12 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 0,40±0,03 г/м<sup>3</sup>, P = 100%) и науплиусы *Cyclopoidea* (19±15 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 3±2 мг/м<sup>3</sup>, P = 91%). В зарослях макрофитов преобладали кладоцеры (58%) *Pleuroxus aduncus* (Jurine) (7±5 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 47±32 мг/м<sup>3</sup>, P = 78%) и *Sida cristallina* (O.F. Müller) (4±3 тыс. экз./м<sup>3</sup>, 0,7±0,3 г/м<sup>3</sup>, P = 67%).

В начале 70-х гг. XX в. биомасса зоопланктона была <2 г/м<sup>3</sup> (Биккинин, Дьяченко, 1977). К 2007 г. в оз. Кандры-Куль отмечено ее значительное (в 2–3 раза) увеличение, и в 2010–2012 гг. она составила 4,3–5,1 г/м<sup>3</sup>. Как известно, рост биомассы сообщества обычно наблюдается при эвтрофировании (Андроникова, 1996). В современном зоопланктоне озера отмечено преобладание по биомассе ракообразных над коловратками (табл. 59), в первую очередь, крупных кладоцер ( $B_{Crust}/B_{Rot}$  35-66) (табл. 3). Выявлена тенденция к увеличению других показателей эвтрофирования, максимальные значения которых наблюдали в 2010 г. (табл. 60). Так, индекс  $B_{Cycl}/B_{Cal}$  увеличился вдвое с 0,7 в 2007 г. до 1,5 в 2010 г. Важный показатель эвтрофирования озерных экосистем – соотношение биомассы зоопланктона и фитопланктона (Андроникова, 1996). Значения индекса  $B_z/B_{ph}$  в 2007 г. (1,0) и 2012 г. (0,8) характерны для мезотрофных водоемов, в 2010 г. (2,40) – для слабо эвтрофных вод.

**Таблица 59.** Численность (над чертой, тыс. экз./м<sup>3</sup>) и биомасса (под чертой, г/м<sup>3</sup>) крупных таксономических групп зоопланктона оз. Кандры-Куль в 2007–2012 гг.

<i>Группа</i>	<i>2007 г.</i>	<i>2010 г.</i>	<i>2012 г.</i>
<b>Rotifera</b>	<u>1±1</u>	<u>31±23</u>	<u>25±28</u>
	0,11±0,01	0,06±0,03	0,08±0,01
<b>Cladocera</b>	<u>5±4</u>	<u>151±98</u>	<u>69±37</u>
	2,71±1,21	2,11±1,52	1,81±1,54
<b>Copepoda</b>	<u>5±2</u>	<u>138±91</u>	<u>142±88</u>
	1,09±0,19	1,83±1,41	1,21±1,31

Примечание. Здесь и в табл. 54, 55 приведены среднее значение ± стандартная ошибка среднего.

Индекс Шеннона, характеризующий распределение обилия между видами в сообществе, изменялся от 1,3 до 2,1 (табл. 61), что соответствует мезоэвтрофному статусу водоемов (Андроникова, 1996). По индексу трофности *E* озеро относилось к олиготрофному типу в 2007 г. (*E* 0,11), в 2010–2012 гг. его пелагиаль (*E* 0,54) и открытая литораль (*E* 0,76) соответствовали уровню мезотрофии, а зарослевая литораль (*E* 1,52) была эвтрофной. По сапробности зоопланктона в 2007–2012 гг. вся акватория озера соответствовала олигомезосапробному классу вод (табл. 61). В целом, оценка трофности озера по зоопланктону (*E* 0,4–0,9) близка к таковой по численности и биомассе фитопланктона, согласно которой озеро относится к мезоэвтрофному типу (Гуланова, 2008).

**Таблица 60.** Соотношение численности ( $N$ ) и биомассы ( $B$ ) отдельных таксономических групп зоо- и фитопланктона оз. Кандры-Куль

Показатель	2007 г.	2010 г.	2012 г.
$N_{\text{Clad.}}/N_{\text{Cоп.}}$	1,01±0,43	1,11±0,35	0,52±0,19
$B_{\text{Crust.}}/B_{\text{Rot.}}$	34,54±15,86	65,66±27,14	37,50±16,80
$B_{\text{Cycl.}}/B_{\text{Cal.}}$	0,70±0,08	1,46±0,31	0,84±0,14
$B_z/B_{\text{ph}}$	~1,04*	~27,40**	~8,01**

Примечание.  $N_{\text{Clad.}}/N_{\text{Cоп.}}$  – отношение численности кладоцер к численности копепоид,  $B_{\text{Crust.}}/B_{\text{Rot.}}$  – отношение биомассы ракообразных к биомассе коловраток,  $B_{\text{Cycl.}}/B_{\text{Cal.}}$  – отношение биомассы циклопов к биомассе калянид,  $B_z/B_{\text{ph}}$  – отношение биомассы зоо- и фитопланктона. \* –  $B_{\text{ph}}$  в 2007 г. принята по работе (Гуламанова, 2008). \*\* –  $B_{\text{ph}}$  в 2010 и 2012 гг. принята по настоящей работе (см. гл. "Фитопланктон")

**Таблица 61.** Показатели таксономического разнообразия зоопланктона, сапробности воды и трофности экосистемы оз. Кандры-Куль

Показатель	2007 г.		2010 г.		2012 г.	
	Июль	Июнь	Сентябрь	Май	Июль	Сентябрь
$H_N$ , бит/экз.	2,04±0,5	2,02±0,5	1,8±0,5	1,9±0,5	2,1±0,4	1,9±0,4
$H_B$ , бит/г	1,7±0,5	1,7±0,5	1,3±0,4	1,8±0,3	1,6±0,4	1,3±0,5
$H_B'$	0,6±0,2	0,7±0,2	0,6±0,3	0,8±0,2	0,6±0,1	0,6±0,2
$S$	1,3±0,2	1,4±0,3	1,3±0,2	0,8±0,3	1,4±0,2	1,3±0,3
$E$	0,1±0,2	0,8±0,5	0,5±0,6	0,7±0,6	0,9±0,7	0,4±0,3

Примечание.  $H_N$ ,  $H_B$  – индекс Шеннона, рассчитанный по численности ( $H_N$ ) и биомассе ( $H_B$ ),  $H_B'$  – выравниваемость по Пиелу,  $E$  – коэффициент трофности Мязметса,  $S$  – индекс Пантле и Букка в модификации Сладечека.

**Развитие зоопланктона в условиях антропогенного воздействия.** Видовой состав зоопланктона оз. Кандры-Куль за последние годы значительно расширился за счет появления новых видов, отмечены существенные изменения структуры сообщества. С 1972 по 2009 г. в зоопланктоне пелагиали озера доминировал один вид – ветвистоусый рачок *Diaphanosoma brachyurum* (Бикинин, Дьяченко, 1977). В 2010 г. зарегистрированы два ее родственных вида – *D. mongolianum* и *D. orghidani*, последняя в 2012 г. потеснила аборигенную *D. brachyurum* и стала доминантом. С 2003 г. *D. orghidani* активно расселяется по волжским водохранилищам, центром расселения служат водохранилища Средней Волги, особенно Чебоксарское (Лазарева, 2010; Лазарева, Болотов, 2014).

Основными способами расселения видов считают гидростроительство, суходоходство и намеренную акклиматизацию (Биологические инвазии ..., 2004; Шкундина, 2008; Gollasch, 2006), а также влияние гидрофильных птиц (Крылов и др., 2009). Маршруты сезонных широтных миграций птиц пролегают через бассейны рек Волги, Урала и Камы, включая крупные притоки последней – реки Белая и Ик; отдельные особи могут зимовать на акватории внутренних водоемов Европейской России (Гос. доклад ..., 2013; Маматов, 2006). Из-за длинного пути пролёта (~500 км) от мест зимовок до районов гнездования птицы вынуждены делать остановки. На акватории оз. Кандры-Куль расположен о. Утрау (Птичий остров), где отмечено большое скопление различных видов водоплавающих птиц (чернозобой европейской гагары (*Gavia arctica arctica* L.), краснозобой казарки (*Rufibrenta ruficollis* (Pallas)), хохлатой чернети (*Aythya fuligula* (L.)), пеганки, или атайки (*Tadorna tadorna* (L.)), озерной чайки (*Larus ridibundus* (L.)) (Гос. доклад ..., 2013; Маматов, 2006), которые на своих перьях и лапках могут переносить эфиппимы ветвистоусых, яйца, науплиусов и копеподитов веслоногих рачков (Крылов и др., 2009). Возможно, именно этот путь стал причиной появления *Diaphanosoma orghidani* в оз. Кандры-Куль. Распространению этого рачка способствовал хороший прогрев воды в аномально жаркое лето 2010 г., а также высокая конкурентоспособность при освоении нового местообитания (Биологические инвазии ..., 2004; Лазарева, Болотов, 2014).

Сценарии взаимодействия двух видов с близкими экологическими требованиями варьируют от сосуществования до конкурентного вытеснения (Биологические инвазии ..., 2004; Лазарева, Болотов, 2014). После массового развития вселенца в 2012 г. аборигенная *D. brachyurum* осталась в планктоне в роли субдоминанта. Близкую картину смены доминирования между этими двумя видами наблюдали в 2010 г. в водохранилищах Верхней и Средней Волги (Иваньковском, Угличском, Рыбинском, Горьковском, Шекснинском, Чебоксарском): здесь встречаемость *D. orghidani* возросла в 1.5–2 раза, численность ежегодно достигает значений, сравнимых с таковыми аборигенной *D. brachyurum* (>40 тыс. экз./м<sup>3</sup>) (Лазарева, 2010; Лазарева, Болотов, 2014). В Куйбышевском и Саратовском водохранилищах *D. orghidani* не входит в состав доминантов (Деревенская, 2005), однако в 1998–2012 гг. в водоемах Волжско-Камского заповедника, расположенного на побережье Волжско-Камского плеса Куйбышевского водохранилища в месте слияния рек Волга, Кама и Меша, *D. orghidani* обнаружена в 75% озер (Деревенская, Унковская, 2016). Второй вселенец *D. mongolianum* оказался менее конкурентоспособным и пока не достиг высокой численности в оз. Кандры-Куль, его количество не превышало 9 тыс. экз./м<sup>3</sup>.

Для озера характерна высокая степень сходства видового состава зоопланктона глубоководной пелагиали и открытой литорали. Точки отбора проб на этих участках сравнительно близко расположены друг к другу (рис. 1), зоопланктон способен мигрировать из пелагиали в литораль водоема, где выше разнообразие и обеспеченность пищей (пикосестон, бактериопланктон, водоросли, детрит) (Гиляров, 1987; Горбунов, Уманская, 2005; Столбунова, 2006; см. гл. 9 "Бактериопланктон"). Кроме того, при ветровом перемешивании

планктон с течением воды может быть вынесен из пелагиали в открытую литораль водоема (Гуламатова, 2008; см. гл. 8 "Фитопланктон").

Сравнение состава зоопланктона пелагиали и заросшей макрофитами литорали свидетельствует о минимальном уровне сходства сообществ. Некоторые исследователи (Андроникова, 1996; Столбунова, 2006) считают, что заросшую литораль целесообразно рассматривать как прибрежно-водный экотон. В оз. Кандры-Куль в зоне контакта пелагиали с зарослями макрофитов наблюдается увеличение видового богатства, численности и биомассы фитофильных беспозвоночных, т.е. формируется краевой эффект, что подтверждает представления о литорали с зарослями как об экотоне. Заросли хары характеризуются своеобразным составом зоопланктона, что, по-видимому, связано с повышенной концентрацией пищи и высокой численностью бактерий, развивающихся на поверхности грунта и макрофитов (преимущественно крупные клетки и трихомы бесцветных серных бактерий рода *Beggiatoa*) (Горбунов, Уманская, 2015; Столбунова, 2006; см. гл. 9 "Бактериопланктон");. В этих зарослях формируются благоприятные гидродинамические и трофические условия, обеспечивающие высокие показатели численности и биомассы зоопланктона, основная ценотическая роль в котором принадлежит наиболее адаптированным фитофильным формам коловраток и некоторым видам ветвистоусых ракообразных из сем. Chydoridae. Животные зарослей способны перемещаться по поверхности растения при помощи пальца ноги с коготком (коловратки) или абдомена с шипами и щетинками (ракообразные) и добывать пищевые частицы путем соскребания их с субстрата с последующей фильтрацией (Иванова, 1997; Кордаков, 1971; Коровчинский, 2004). Минимальные показатели численности и биомассы зоопланктона формируются в зоне открытой литорали у северо-восточного берега озера вдоль трассы М5.

Для оценки изменений, происходящих в экосистеме естественного континентального оз. Кандры-Куль в связи с его загрязнением и эвтрофированием, анализировали соотношение численности и биомассы различных таксономических групп зоопланктона. Согласно классификации (Андроникова, 1996), величины соотношений биомасс ракообразных и коловраток ( $B_{Crust.}/B_{Rot.}$ ), а также биомасс зоопланктона и фитопланктона ( $B_z/B_{ph}$ ) указывают на мезотрофный уровень озера. Доминирование ракообразных ( $B_{Crust.}/B_{Rot.} > 40$ ) сопровождается низкой ( $\sim 1$  тыс. экз./м<sup>3</sup>) численностью коловраток, что, возможно, связано с выеданием их хищным зоопланктоном (роды *Leptodora*, *Bythotrephes* и *Cyclops*). В озере наблюдается высокое соотношение биомассы циклопоидных и каляноидных копепоид ( $B_{Cycl.}/B_{Cal.}$ ), что также характерно для водоемов мезо-эвтрофного статуса. На повышенную трофность указывает высокое соотношение численности кладоцер и копепоид ( $N_{Clad.}/N_{Cop.}$ ) (Андроникова, 1996). Обычно в эвтрофных озерах увеличение численности кладоцер обусловлено развитием мелкоразмерных ( $< 0,3$  мм) видов (Андроникова, 1996; Лазарева, 2010). Однако в оз. Кандры-Куль доминируют сравнительно крупные ( $> 0,8$  мм) виды кладоцер, что, скорее, характерно для водоемов с более низким уровнем трофности (Андроникова, 1996). Возможно, это определяется характером питания рыб: только их молодь частично потребляет зоопланктон, а взрослые особи питаются преимущественно донными животными (Подкина,

1975; Биккинин, Дьяченко, 1977; Пушкин и др., 1977). По существу, значительная часть продукции зоопланктона недоиспользуется местными рыбами, особенно в центральной глубоководной части водоёма (Гос. доклад ..., 2010, 2013).

Показатели трофности и сапробности свидетельствуют о том, что весной и осенью процессы эвтрофирования интенсивнее проходят в зарослях высшей водной растительности, чем в пелагиали и открытой литорали. Возможно, весной с тальми водами в озеро поступает органическое вещество, которое оседает в густых зарослях макрофитов и стимулирует развитие зоопланктона. Пояс прибрежной растительности выполняет барьерную функцию и препятствует проникновению в пелагиаль чрезмерного количества органического вещества, поступающего с водосбора. Осенью высокий уровень трофности определяется отмиранием и разложением водной растительности самого озера, особенно гелофитов, мощная надводная часть которых оказывается в воде. По показателям зоопланктона ( $B_z/B_{ph}$ ,  $E$ , сапробность) участки озера с зарослями макрофитов характеризуются более высоким трофическим статусом (мезотрофные или слабо эвтрофные), а его пелагическая часть эвтрофирована меньше (олиго-мезотрофная).

**Таким образом,** зоопланктон оз. Кандры-Куль (природный парк "Кандры-Куль", республика Башкортостан) представлен богатым фаунистическим комплексом, включающим 165 видов. Основную долю составляют фитофильные виды – индикаторы мезосапробных и мезо-эвтрофных вод. В условиях сильного прогрева воды в 2010 г. произошло вселение двух новых видов *Diaphanosoma* (*D. orghidani*, *D. mongolianum*) и замещение ранее доминирующего аборигенного вида *D. brachyurum* близкородственным и более конкурентоспособным вселенцем *D. orghidani*. Зоопланктон большей части озера характеризовался наиболее высоким уровнем обилия в теплом 2010 г., за исключением северной части водоема у федеральной трассы М5. Индексы трофности и сапробности зоопланктона указывают, что в глубоководной части водоема процессы эвтрофирования выражены слабее, по сравнению с зарастающей макрофитами литоралью. В целом, полученные результаты свидетельствуют об эвтрофировании экосистемы оз. Кандры-Куль, которая за 6 лет из олиго-мезотрофной стала мезо-эвтрофной.

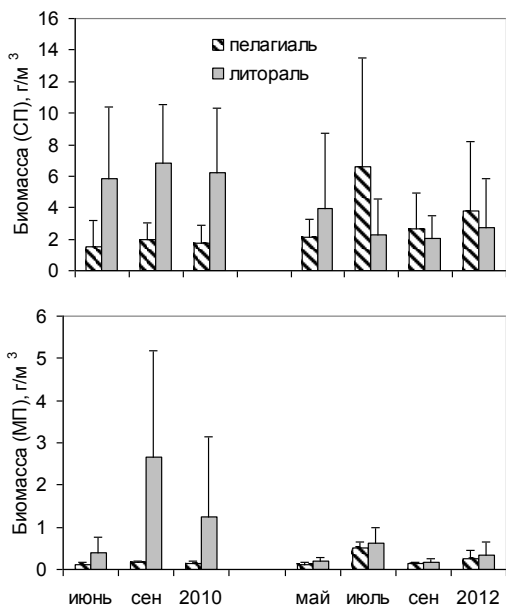


## ГЛАВА 12

### СТРУКТУРА ПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА ОЗЕРА КАНДРЫ-КУЛЬ

На основе данных, полученных для отдельных групп гидробионтов, были проанализированы особенности структуры планктонного сообщества оз. Кандры-Куль и характер пространственно-временного распределения его компонентов и их взаимоотношений в 2010 и 2012 гг.

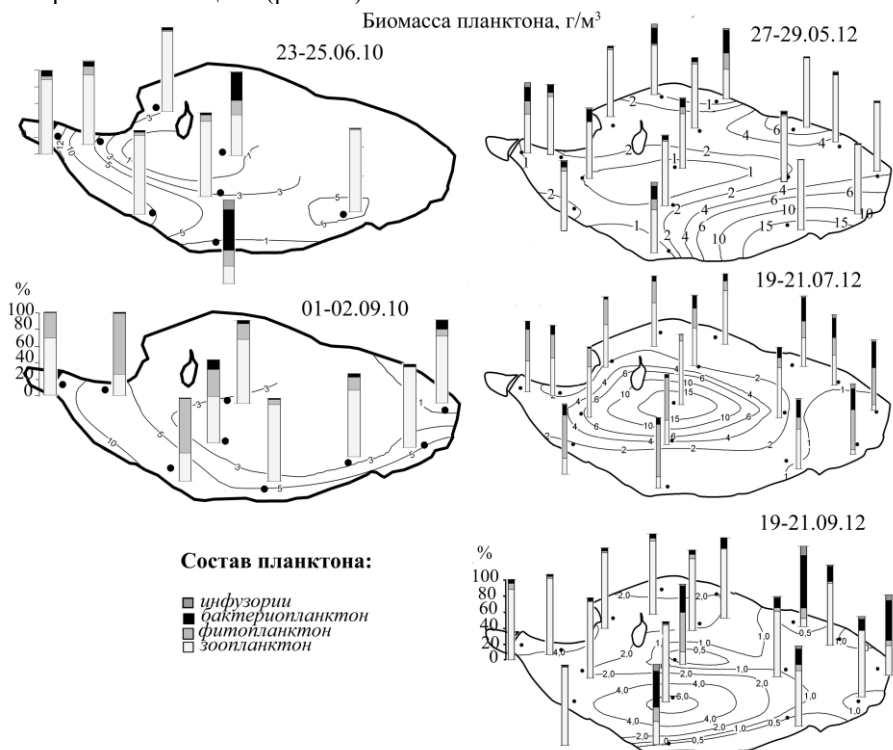
Суммарная биомасса планктонного сообщества оз. Кандры-Куль в поверхностном слое воды в 2010 г. изменялась от 0,40 до 12,67 г/м<sup>3</sup>, а в 2012 г. – от 0,45 до 18,62 г/м<sup>3</sup>. В 2010 г. биомасса планктона в пелагиали была стабильно в 3,5-3,8 раза ниже, чем в литорали (рис. 65). В мае 2012 г. эта тенденция сохранилась, но различие было существенно меньше – в 1,9 раза. В июле и сентябре 2012 г. биомасса планктона в пелагиали превысила таковую в литорали. Средняя биомасса планктона в поверхностном слое оз. Кандры-Куль несколько снизилась в 2012 г., хотя, из-за большого разброса величин по станциям, это снижение недостоверно: 2010 г. –  $5,15 \pm 4,10$  г/м<sup>3</sup> с коэффициентом вариации 79,5% и в 2012 г. –  $3,02 \pm 3,52$  г/м<sup>3</sup> с коэффициентом вариации 116,6%.



**Рис. 65.** Изменения суммарной биомассы планктона (СП) и ее микробных компонентов (МП) в поверхностном слое воды оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 гг. (показаны средние значения и стандартное отклонение).

На большинстве станций и практически весь период исследования, за исключением июля 2012 г., по биомассе преобладал зоопланктон (рис. 66). Кроме того, различия западной и восточной частей озера по своим морфометрическим особенностям, характеру и степени зарастания береговой зоны обусловили и различия в структуре планктонного сообщества и в 2010, и в 2012 гг. Довольно подробное и равномерное распределение станций по акватории озера в 2012 г. позволило оценить не только пространственные, но и сезонные изменения биомассы и структуры планктона (рис. 66). В мае наибольшая биомасса планктона была зарегистрирована в юго-восточной части литорали, в июле – в центральной

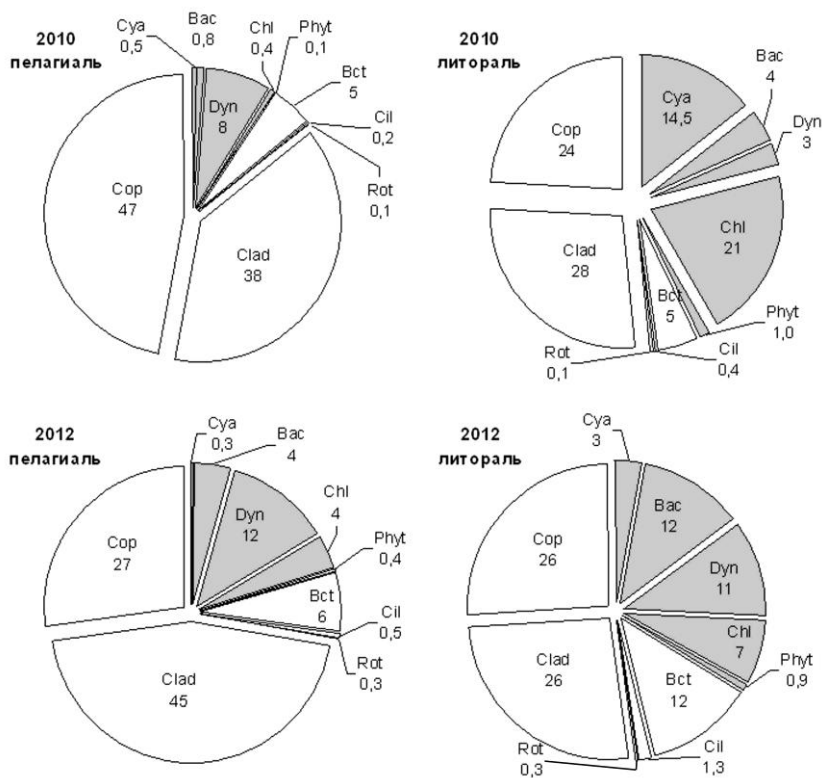
и южной частях пелагиали, а в сентябре – только в южной части пелагиали (рис. 66). Весной и осенью в составе планктонного сообщества явно преобладал гетеротрофный компонент (в основном, зоопланктон), а летом 2012 г. вполне закономерно значительный вклад в общую биомассу практически по всей акватории озера вносил фитопланктон (рис. 66, столбчатые диаграммы). Довольно интересен факт перераспределения микробного гетеротрофного компонента (бактерий и инфузорий) в течение сезона: весной его вклад значителен в северной и северо-западной частях озера, осенью – в восточной. Летом доли бактерий и инфузорий в суммарной биомассе планктона по всей акватории различались незначительно, хотя и были несколько повышены на всех литоральных станциях (рис. 66).



**Рис. 66.** Пространственно-временное распределение биомассы (г/м<sup>3</sup>) планктона по акватории озера в 2010 и 2012 гг.

В среднем за период наблюдения вклад организмов микробной "петли" в суммарную биомассу планктона озера составил 18% и сильно варьировал в зависимости от времени и места расположения станции отбора (рис. 65, 66). Некоторое снижение среднего для водоема вклада организмов микробной петли в суммарную биомассу планктона с 25% (2010 г.) до 15% (2012 г.) может отражать происходящую эвтрофикацию или же представляет собой артефакт из-за большого разброса величин на разных станциях.

Доля автотрофной составляющей в суммарной биомассе планктонного сообщества водоема составляла в среднем за период исследований 25,9% (27,7% в 2010 г. и 25,1% в 2012 г.). В 2010 г. основной вклад в биомассу пелагического планктона вносили динофитовые, а в литорали – зеленые водоросли и цианобактерии (рис. 67). В 2012 г. различия в структуре между пелагической и литоральной зонами несколько сгладились, на всей акватории основной вклад вносили динофитовые и диатомовые, а в литорали к ним добавлялись и зеленые водоросли. Биомасса зоохлорелл миксотрофных инфузорий играла незначительную роль в формировании общей биомассы продуцентов, в том числе зеленых водорослей.



**Рис. 67.** Структура планктонного сообщества (в процентах от суммарной биомассы в пересчете на углерод) в разных экотопах озера в 2010 и 2012 гг. Обозначения групп: цианобактерии–Cya, диатомовые–Bac, динофитовые–Dyn, зеленые–Chl, прочий итопланктон–Phyt; бактерии –Bct; инфузории–Cil; коловратки–Rot, кладоцеры–Clad, copeды–Cop. Серым цветом отмечены автотрофные компоненты планктона.

Как уже отмечалось, в составе планктонного сообщества озера преобладали гетеротрофные компоненты (74%). Основной вклад в биомассу планктона в течение всего периода исследования вносил зоопланктон (66-67%), причем его доля в пелагиали была существенно больше (86% в 2010 г. и 72% в 2012 г.),

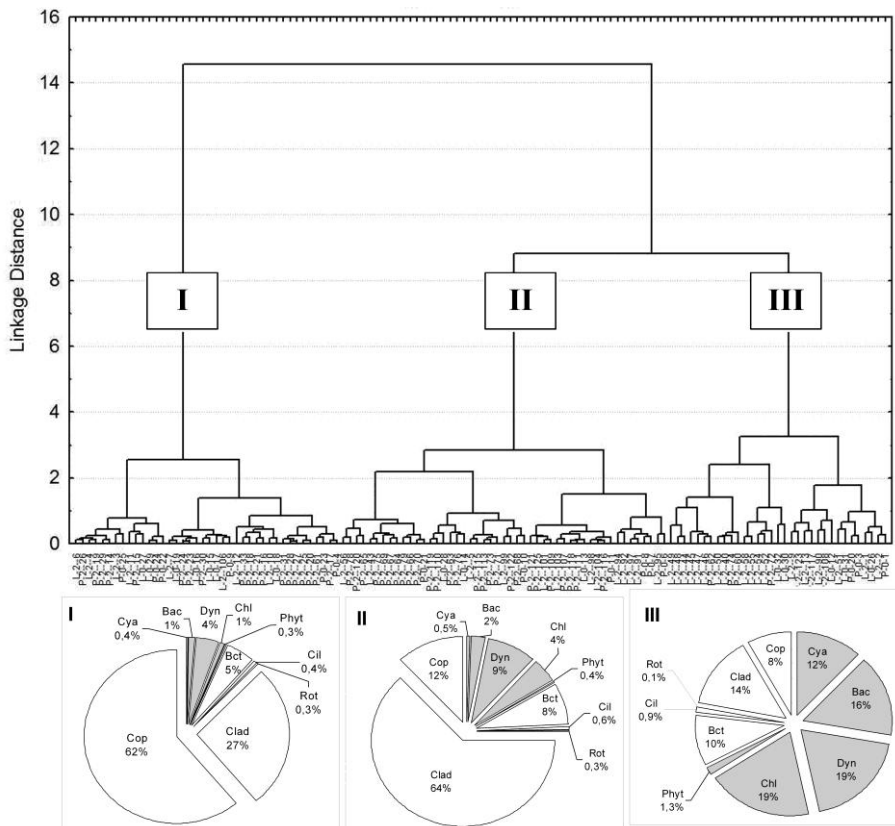
чем в литорали (51-52% в оба года). В составе зоопланктона доминировали ракообразные (рис. 67). В литорали и в 2010 г., и в 2012 г. доля кладоцер и копепоид оставалась практически постоянной и их соотношение составляло  $1 \div 1$ . В пелагиали в 2010 г. преобладали копеподы, а в 2012 г. – кладоцеры (рис. 67). В целом для водоема доля фильтраторов увеличилась с 32% в 2010 г. до 39% в 2012 г. Микрзоопланктон (инфузории и коловратки) являлся минорным компонентом планктонного сообщества: вклад коловраток в суммарную биомассу планктона не превышал 0,2 %, а на некоторых станциях они полностью отсутствовали; вклад инфузорий – всего лишь 0,5-1,3% (рис. 67). Тем не менее, доля последних в суммарной биомассе планктона увеличилась в 2012 г., по сравнению с 2010 г., почти вдвое (рис. 67), и, в отличие от ракообразных, это увеличение произошло синхронно и в пелагиали, и в литорали. Доля бактерий в суммарной биомассе планктонного сообщества в исследованный период составила 7,2% с увеличением вклада в 2012 г., по сравнению с 2010 г., причем оно было более выражено в литорали (рис. 67).

Средняя доля автотрофов в биомассе пелагического планктона в целом и его микробной части в 2012 г. увеличилась примерно в два раза (с 10 до 21% и с 15 до 37%, соответственно), что является одним из признаков происходящего эвтрофирования озера. Однако в литорали вклад автотрофов снижался (рис. 67), что говорит о неоднозначности изменений, происходящих в экосистеме озера и о существенном влиянии целого ряда факторов (например, термического режима, уровня развития и видового состав макрофитов, состава фитопланктона и др.). Доля организмов микробной "петли" в суммарной биомассе планктона достоверно коррелирует с уровнем развития зоопланктона ( $r = -0,53$ ) и фитопланктона ( $r = +0,25$ ).

**С помощью кластерного анализа** структуры планктонного сообщества оз. Кандры-Куль в исследованный период было выделено 3 кластера (рис. 68). Характерно, что в состав каждого из них вошли пробы разных лет и месяцев, и отобранные из разных биотопов. Тем не менее, в двух кластерах преобладали пробы из пелагических станций (63-67% проб), третий состоял преимущественно из литоральных проб (70%). Сезонная приуроченность проб в выделенных кластерах была выражена довольно слабо. Однако в первом кластере собрана существенная часть проб 2010 г. и майских проб 2012 г., во втором – июльских 2012г. В третьем кластере представлены литоральные пробы практически всех дат отбора. Попытки применить в кластерном анализе не доли таксономических групп, а логарифмы их биомасс в сочетании с различными алгоритмами объединения не привели к принципиально отличающимся результатам, в т.ч. к более точному соответствию выделенных кластеров каким-либо сезонам, биотопам и т.д.

В структуре сообществ I и II ("пелагических") кластеров преобладают гетеротрофные компоненты, в первую очередь ракообразные: в I кластере основными являлись хищные копеподы, во II - мирные фильтраторы (кладоцеры), что обусловлено различиями в их пищевых стратегиях. Развитие кладоцер в пробах из I кластера возможно ограничено меньшим вкладом в суммарную биомассу планктона предпочитаемых ими пищевых объектов (в частности, бактерий и зеленых водорослей). В структуре сообществ III кластера преоблада-

дают автотрофные составляющие, без выраженного доминирования какой-либо одной группы (рис. 68). Отличительной особенностью проб этого кластера является высокий вклад цианобактерий в общую биомассу планктона. Основными чертами, резко отделяющими пробы I кластера от других, являются доминирование копепод, наименьшее развитие и разнообразие фитопланктона (практически монодоминантное сообщество динофитовых водорослей в его составе) и наименьший вклад организмов микробной "петли" (менее 7%).



**Рис. 68.** Результаты кластерного анализа структуры планктонного сообщества оз. Кандры-Куль в 2010, 2012 гг. В круговых диаграммах показана структура планктонных сообществ в разных кластерах. Обозначения – см. рис. 67

Таким образом, в структуре планктонного сообщества оз. Кандры-Куль преобладают гетеротрофные компоненты и относительно невысокий вклад организмов микробной "петли". Преобладание в составе зоопланктона ракообразных указывает на эффективный контроль численности и биомассы планктонных водорослей и организмов микробной "петли" зоопланктоном (Søndergaard et al., 2005). Сообщество планктона оз. Кандры-Куль характеризуется значительной пространственной неоднородностью по акватории с высокой величиной варьирования между станциями: более чем на 2 порядка для суммарной

биомассы и более чем на 3 порядка для биомассы фитопланктона. Межгодовые различия в уровне развития и распределении компонентов планктона по акватории, возможно, связаны с различными климатическими условиями в 2010 и 2012 гг., изменением степени зарастаемости литоральной зоны и состава макрофитов (Уманская, 2014), а также с последствиями вселения в озеро азиатских карповых рыб (*Hypophthalmichthys* sp.) осенью 2010 г. Межгодовые изменения в структуре сообщества озера свидетельствуют о слабой тенденции к нивелированию различий между пелагиалью и литоралью и о незначительном увеличении продуктивности водоёма в целом.

## ГЛАВА 13

# ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРА КАНДРЫ-КУЛЬ

### Общее состояние экосистемы озера по гидрохимическим данным

Вода в оз. Кандры-Куль жесткая, сульфатно-магниева, со значительными количествами ионов щелочных металлов (натрия и калия) и гидрокарбонатов. Формирование воды такого химизма связано с преобладанием испарительных процессов над проточностью и существенным вкладом в водное питание подземных источников с высокой минерализацией. Так, состав воды одного из родников на южном берегу озера, по нашим измерениям, соответствует формуле Курлова  $M0,82 \frac{Mg55,5Na + K23.7Ca20.7}{SO_4 53.9HCO_3 43.6Cl2.5}$ . По сравнению с водой

самого озера, она относительно обогащена ионами кальция и гидрокарбоната, и содержит меньше натрия, калия и хлорид-ионов. Последние легкоподвижные ионы, видимо, поступают с озера с поверхностным притоком и верховодкой, а также в составе осадков на зеркало. Прослеживаемое в многолетнем плане медленное увеличение концентраций этих ионов, возможно, отчасти связано с их поступлением из сельскохозяйственных и коммунальных источников. Потери же гидрокарбонатов и ионов кальция, очевидно, связаны с биологическими процессами в самом озере.

Судя по большинству гидрохимических данных, ионный состав воды озера остается стабильным с конца 1960-х гг., но с тенденцией к небольшому снижению общей минерализации. В то же время, после завершения притока талых вод с водосбора минерализация воды в озере увеличивается. Многолетняя стабильность химического состава и некоторое увеличение минерализации от весны к осени полностью соответствуют большому времени водообмена озера (более 15 лет) и преобладанию испарения в причинах потерь воды в водном балансе озера.

К нашему большому сожалению, данные о химическом составе воды озера за первую половину 20-го века разыскать не удалось, и, возможно, они вообще отсутствуют. Но мы считаем необходимым подчеркнуть, что сложившийся основной ионный состав воды озера, по всей видимости, является естественным. Поскольку современная экосистема озера сложилась именно при этом составе воды, его изменение, в т.ч. "улучшение" показателей сульфатов и ионов магния (по ПДК), а также снижение естественного уровня pH, будет являться стрессорным воздействием и может привести к непредсказуемым последствиям для его экосистемы.

По сведениям Государственных докладов о состоянии природных ресурсов и окружающей среды в респ. Башкортостан за 2004-2011 гг., концентрации фенолов, нефтепродуктов, а также большинства тяжелых металлов в озере в последние годы лежат на уровне порогов определения, и никогда за последнее десятилетие не превышали ПДК. Наибольшие проблемы в озере, судя по этим источникам, были связаны с периодическими превышениями уровней органи-

ческих веществ (по ХПК и БПК) и аммонийного азота, а также со сниженными зимними уровнями растворенного кислорода. Таким образом, основной угрозой для экосистемы озера является не загрязнение его токсическими веществами, а эвтрофикация, основными причинами которой являются сельскохозяйственная деятельность на водосборе и резко возросшая интенсивность рекреационного использования озера и прибрежной территории.

В 2010 г., по нашим данным, концентрации всех неорганических соединений азота в озере лежали в допустимых пределах. В 2012 г. средние концентрации неорганических соединений азота остались в пределах ПДК (табл. 62). Эти нормативы не были превышены и в отдельных пробах, за исключением нитрит-иона, содержание которого в мае 2012 г. незначительно (в 1,2 раза) превышало норматив на двух прибрежных станциях. Хотя содержание свободного аммиака, по нашим расчетам, не превысило ПДК, в озерах со щелочной водой, подобных озеру Кандры-Куль именно этот, непосредственно не определяемый показатель, может представлять собой реальную угрозу для состояния планктонных беспозвоночных и рыб.

**Таблица 62.** Показатели, нормируемые для водоемов рыбохозяйственного назначения, и статистика превышений ими ПДК в 2012 г.

	<i>Среднее</i>	<i>ПДК</i>	<i>% проб с превышением ПДК</i>	<i>Макс. концентрация, ПДК</i>
<b>O<sub>2</sub></b>	8,06	6	8,6*	–
<b>pH</b>	8,71	8,5	94,3	–
<b>Ca</b>	34,43	180	0	0,27
<b>Mg</b>	95,22	40	100	2,53
<b>Na (Na+K)</b>	105,08	120	21,0	1,20
<b>Сульфат-ион</b>	400,62	100	100	4,49
<b>Хлорид-ион</b>	16,15	300	0	0,08
<b>Нитрит-ион</b>	0,05	0,08	5,6	1,19
<b>Нитрат-ион</b>	0,77	40	0	0,26
<b>Аммоний-ион</b>	0,13	0,5	0	0,76
<b>Аммиак своб.</b>	0,01	0,05	0	0,86
<b>Железо общ.</b>	0,18	0,1(раств.)	45,1	4,70
<b>БПК<sub>полн</sub></b>	3,59	3	54,5	2,22

Примечание. Концентрации даны в мг/дм<sup>3</sup>; \* – % проб с содержанием кислорода ниже нормы.

Наибольшее влияние на экологическое состояние пресных озер, как правило, оказывают соединения фосфора. К сожалению, общее содержание фосфора в водоемах не нормируется ни по нормам для рыбохозяйственных водоемов, ни по нормам для питьевого и коммунального водопользования, а содержание неорганических фосфатов нормируется на недопустимо высоком уровне. Кро-



ме того, содержание фосфора даже не входит в число обязательных показателей при определении комбинаторного индекса загрязнения воды (УКИЗВ).

На основании полученных нами данных, можно констатировать, что содержание общего фосфора в 2012 г., по сравнению с 2010 г., почти удвоилось. Причиной этого увеличения, по нашему мнению, является пониженное развитие макрофитного пояса озера в 2012 г., и связанное с этим снижение аккумуляции фосфора в биомассе макрофитов. Увеличение содержания общего фосфора в воде создает возможность для возрастания средней биомассы фитопланктона. Ее увеличение, судя по данным по хлорофиллу, уже произошло в пелагической части озера. В то же время, средняя концентрация хлорофилла в зоне зарослей несколько снизилась, что, однако, связано с изменением состава зарослей; в 2012 г. в мае и июле пробы отбирались только в зарослях полуводных растений, а заросли погруженных макрофитов (водяной сосенки, рдестов и хары) даже в июле оказались развиты очень слабо, и только в сентябре, когда обычно происходит их отмирание, достигли масштаба "подводных лугов".

Наши данные подтверждают высокий уровень содержания органических соединений в озере. Так, в 2012 г. норматив БПК<sub>полн</sub> был превышен по среднему значению более чем в 50% определений. Максимальное превышение составило 2,22 раза. Среднее значение ХПК также превысило норматив для коммунально-бытового водопользования (30 мг/л), частота превышения ПДК составила 68,4%. Повышенное содержание органических соединений (по ХПК и БПК) в озере, видимо, вызвано не непосредственным внешним органическим загрязнением, а внутриводоемными процессами. В составе sestона озера обнаруживается большое количество пикодетритных частиц, присутствие которых, видимо, объясняется высокой степенью развития литорального микрофитобентоса, выделяющего большое количество коллоидных органических соединений. Определенную роль может играть и "истинный" детрит, суспендируемый в водную толщу из грунтов литоральной зоны при ветровых воздействиях; однако низкое общее содержание взвешенных веществ указывает на относительно небольшой вклад этого компонента.

Трофический статус озера, по сравнению с 2010 г., заметно возрос, причем это увеличение коснулось, в основном, пелагической зоны. В то же время, такой показатель уровня трофии, как прозрачность по диску Секки, пока существенно не изменился. Следует, однако, учитывать, что на прозрачность воды в озере значительное влияние пока оказывает постоянное присутствие неорганического взвешенного вещества, легко суспендируемого из донных осадков при штормовой погоде и медленно осаждающегося. Именно поэтому, как и в 2010 г., прозрачность была максимальной в июле, несмотря на наибольшее, судя по концентрации хлорофилла, развитие фитопланктона в это время.

На момент наших наблюдений трофический статус озера соответствует мезотрофному уровню продуктивности. Он все еще достаточно далек от показателей, характерных для масштабного "цветения" воды и массового развития цианобактерий. Однако его повышение представляет собой очень серьезный сигнал о неблагоприятных изменениях с точки зрения экологической стабильности и рекреационной привлекательности водоема. С чем именно связаны эти изменения – с повышенной температурой последних лет, падением уровня и

прекращением поверхностной проточности или с резким возрастанием рекреационной нагрузки – на основании имеющихся данных однозначно определить не удастся. Некоторые данные, в частности повышенные концентрации хлорофилла и общего фосфора в июле 2012 г., указывают также на заметное влияние на состояние озера хозяйственной деятельности на территории сельских поселений. Вероятно, в происшедшие изменения внесли свой вклад все перечисленные факторы. Дальнейшее увеличение трофического статуса, независимо от вызвавших его причин, однозначно приведет, с одной стороны, к увеличению продуктивности озера (в т.ч. рыбохозяйственной), а с другой – к существенному снижению его рекреационной привлекательности, которая связана, в первую очередь, именно с чистотой и прозрачностью его воды.

### **Общее состояние экосистемы озера по гидробиологическим данным**

Большая часть оценок состояния и трофического статуса озера по различным биологическим показателям указывает на некоторое ухудшение состояния экосистемы озера в 2012 г., по сравнению с 2010 г.

Численность бактериопланктона в мае и сентябре 2012 г. соответствовала граничной зоне между олиго- и мезотрофными условиями, а летом, (в июне 2010 г. и в июле 2012 г.) – мезотрофному трофическому статусу. Доля проб, микробиологические показатели которых соответствовали олиготрофным условиям, была максимальной в мае и минимальной в июле (всего 2 пробы из более чем 30). При этом значительная часть июльских проб по численности бактерий относилась к мезоэвтрофной зоне продуктивности. На протяжении всего сезона численность бактериопланктона в пелагиали и открытой литорали была ниже, чем в прибрежных зарослях, большинство проб из которых относятся к мезоэвтрофному уровню трофии. В целом за год, доля проб, соответствующих более продуктивному состоянию (мезотрофному и мезоэвтрофному) в 2012 г., по сравнению с 2010 г., заметно увеличилась, а доля олиготрофных проб – снизилась более чем в 2 раза. В среднем за весь год, общая численность и биомасса бактериопланктона, по сравнению с 2010 г., несколько увеличились в 2012 г., а средний объем клеток – уменьшился, при этом численность сапрофитных бактерий увеличилась почти в 2 раза. Поэтому, несмотря на то, что по средним показателям развитие бактериопланктона в оба года соответствует мезотрофному уровню, ясно прослеживается тенденция эвтрофирования оз. Кандры-Куль.

По величинам общей численности бактерий, численности сапрофитных бактерий и их соотношению, вода оз. Кандры-Куль в 2012 г. в среднем соответствует 3 классу качества. Однако в пелагиали и в прибрежных зарослях макрофитов численность сапрофитных бактерий соответствует 4 классу качества. По сравнению с 2010 г., произошло некоторое ухудшение качества воды по микробиологическим показателям в среднем по всему озеру (табл. 63).

Максимальное количественное развитие фитопланктона было зарегистрировано в озере в июле, в мае и сентябре оно было приблизительно на порядок ниже. Как класс качества воды (Оксиук и др., 1993), так и трофический статус

(Трифонова, 1993), оцениваемый по биомассе фитопланктона, остались на том же уровне, что и в 2010 г. Однако и численность, и биомасса фитопланктона в 2012 г. увеличились приблизительно вдвое, по сравнению с 2010 г (табл. 64).

**Таблица 63.** Классы качества воды оз. Кандры-Куль по микробиологическим показателям

	2012				2010
	<i>Пелагиаль</i>	<i>Литораль</i>	<i>Заросли макрофитов</i>	<i>Все озеро</i>	<i>Все озеро</i>
<b>Общая численность бактерий (ОЧБ)</b>	3	3	3	<b>3</b>	<b>3</b>
<b>Численность сапрофитных бактерий (ЧС)</b>	4	3	4	<b>3</b>	<b>2</b>
<b>ОЧБ/ЧС</b>	3	3	3	<b>3</b>	<b>3</b>

**Таблица 64.** Количественные характеристики фитопланктона, класс качества воды и трофический статус по биомассе фитопланктона в оз. Кандры-Куль в 2010 и 2012 г.

	2010 г.	2012 г.			
		<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>Весь год</i>
<b>Численность, тыс. кл./л</b>	410±285	101±98	1556±530	159±46	739±261
<b>Биомасса, мг/л</b>	0,18±0,07	0,07±0,02	0,93±0,26	0,12±0,04	0,39±0,13
<b>Класс качества воды по биомассе</b>	2а	1	2б	2а	2а
<b>Трофический статус по биомассе</b>	олиго	олиго	мезо	олиго	олиго

Первичная продукция фитопланктона, по нашим расчетам, составляет 111,2, 237,8 и 124,6 мг C/(м<sup>2</sup> сут.), соответственно в мае, июле и сентябре; в среднем – 157,9 мг C/(м<sup>2</sup> сут.). Согласно трофической шкале, предложенной в работе (Бульон, 1987), для "планктонных" озер олиготрофным условиям соответствует первичная продукция не более 200 мг C/(м<sup>2</sup> сут.). Таким образом, в мае и сентябре уровень трофности озера по суточной продукции – олиготрофный, а в июле – мезотрофный. Уровень трофности по годовой продукции, согласно шкале (Накансон, Voullion, 2001) – слабomezотрофный, т.к. продукция за семь месяцев безледного периода (май-ноябрь) составляет, по расчетам, 33,2 г C/м<sup>2</sup>, т.е. превышает порог 30 г C/м<sup>2</sup>.

Сапробность по фитопланктону в среднем по всему озеру за весь период наблюдений 2012 г. составляет 1,95, что соответствует β-мезосапробной зоне. В течение года наблюдался тренд к снижению индекса сапробности, от 2,08 в

мае до 1,97 в июле и 1,85 в сентябре. Однако из-за высокого разброса величин по отдельным станциям это снижение статистически недостоверно.

Численности инфузорий в 2012 году, по сравнению с 2010 г., возросли почти вдвое, при этом средний вес особи в сообществе снизился с 0,015 мкг/экз. до 0,010 мкг/экз. Поэтому общая биомасса инфузорий хотя и возросла, но менее существенно, чем численность. Как в 2010 г., так и в 2012 г., средняя за год численность инфузорий в озере, в соответствии со шкалой из работы (Beaver, Crisman, 1989), соответствует ультраолиготрофному трофическому статусу. Заметим, однако, что "ультраолиготрофный" уровень этих авторов соответствует, по концентрации хлорофилла, олиготрофному, по представлениям многих других авторов (например, Бульон, 1987; Трифонова, 1993, Nakanson, Boulion, 2001).

Средняя численность в мае и июле (1265 и 1115 экз./л) также соответствует ультраолиготрофным условиям, а в сентябре (2622 экз./л) – олиготрофным. В целом, в 2012 г. явно наметилась тенденция увеличения трофического статуса, поскольку с 7% до 25% увеличилась доля проб, в которых численности инфузорий превышают пороговую между ультра- и олиготрофными условиями численность по (Beaver, Crisman, 1989) – 2400 экз./л.

Индекс сапробности по индикаторным видам инфузорий несколько уменьшился на станциях открытой воды (с 2,28 в 2010 г. до 1,96 в 2012 г.), а в зарослевой части водоема практически не изменился, оставаясь в рамках  $\beta$ -мезосапробной зоны. Однако если в 2010 г. более половины проб имели индекс сапробности 2,0-2,5 ( $\beta''$ -мезосапробная подзона), то в 2012 г. – преобладали пробы с индексом сапробности 1,5-2,0 ( $\beta'$ -мезосапробная подзона).

Численность зоопланктона в 2012 г. по сравнению с 2010 г., в среднем для озера снизилась с 423 до 232 тыс. экз./м<sup>3</sup>, а биомасса – с 5,06 до 3,01 г/м<sup>3</sup>. При этом средний индивидуальный вес организмов зоопланктона несколько увеличился: с 12 мкг/экз. в 2010 г. до 13 мкг/экз. в 2012 г.

В соответствии с классификацией С.П. Китаева (2007), средняя биомасса зоопланктона в оз. Кандры-Куль в 2012 г. соответствовала  $\beta$ -мезотрофному уровню продуктивности, тогда как в 2010 г. – переходному от  $\beta$ -мезотрофного к  $\alpha$ -эвтрофному. Ранее, в августе в 2007 г., озеро, по данным Р.З. Сабитовой (2010), по степени развития зоопланктона относилось к олиготрофному типу с прослеживающейся тенденцией эвтрофирования.

Величина индекса трофии (индекс Мяэметса) в 2012 г. изменялась в широких пределах, однако подавляющее большинство проб (67,5-80%) соответствовало зоне мезотрофии.

Развитие макрофитов в 2012 г., по сравнению с 2010 г., сильно запоздало, плотность зарослей погружено-водных растений значительно снизилась. Изменился видовой состав – практически исчез водяной лютик *Ranunculus circinatus* Sibth., площадь зарослей водяной сосенки *Hippuris vulgaris* L. снизилась, и они нигде не достигали поверхностного слоя (0-0,5 м). Эти растения частично были замещены редкими зарослями рдеста пронзеннолистного *Potamogeton perfoliatus* и урути *Myriophyllum sp.*, которые, видимо, заметно увеличили свое развитие в масштабах всего озера. Доминирующим по биомассе

видом, по глазомерным оценкам, осталась хара в виде чистых зарослей или в ассоциации с водяным мхом, вероятно, *Fontinalis* sp.

Все оценки уровня трофии, полученные по различным показателям отдельных таксономических групп гидробионтов, суммированы в табл. 65.

**Таблица 65.** Трофический статус оз. Кандры-Куль в 2012 г. по развитию различных групп планктонных организмов и макрофитов

Группа	Показатель	Уровень трофности			
		Май	Июль	Сент.	За год
<b>Бактериопланктон</b>	Численность	<i>о-м</i>	<i>м</i>	<i>о-м</i>	<i>о-м</i>
<b>Фитопланктон</b>	Общая биомасса	<i>о</i>	<i>м</i>	<i>о</i>	<i>о</i>
	Численность <i>Ceratium</i>	–	<i>м</i>	–	<i>м</i>
<b>Первичная продукция</b>	Суточная	<i>о</i>	<i>м</i>	<i>о</i>	<i>о</i>
	Годовая	–	–	–	<i>м</i>
<b>Инфузории</b>	Численность	<i>у-о</i>	<i>у-о</i>	<i>о</i>	<i>у-о</i>
<b>Зоопланктон</b>	Биомасса	$\alpha$ - <i>м</i>	$\alpha$ - <i>м</i>	$\beta$ - <i>м</i>	$\alpha$ - <i>м</i>
	Индекс Мяэметса	<i>м</i>	<i>м</i>	<i>м</i>	<i>м</i>
<b>Макрофиты</b>	Индекс трофии	–	–	–	<i>о-м</i>
<b>По всем гидробиологическим данным</b>		<i>о</i>	<i>м</i>	<i>о-м</i>	<i>о-м</i>

Примечание: *у-о* – ультраолиготрофный, *о* – олиготрофный, *о-м* – олиго-мезотрофный, *м* – мезотрофный.

В целом, по совокупности показателей, оз. Кандры-Куль можно отнести к границе между олиго- и мезотрофной трофическими зонами. При этом в период максимального развития планктона в июле озеро по подавляющему числу показателей мезотрофно. Это совпадает с оценками трофического статуса озера по содержанию хлорофилла, общего фосфора и прозрачности воды, на основе индексов трофического статуса Карлсона (Carlson, 1977) и по схеме OECD (1982), которые по большинству показателей относят озеро в 2012 г. к нижней части мезотрофной трофической зоны.

Еще один показатель состояния водных экосистем – сапробность – характеризует уровень органического загрязнения водоема. Поскольку в водоемах с высокой трофией высоко внутреннее органическое загрязнение, связанное с жизнедеятельностью гидробионтов, показатели сапробности и трофического статуса коррелируют. Однако каждый из них имеет самостоятельное значение, и отождествлять эти два показателя – ошибочно.

В табл. 66 показана сапробность, рассчитанная по разным таксономическим группам. За исключением зоопланктона, все величины сапробности относятся к  $\beta$ -мезосапробной зоне. Несмотря на большой размах колебаний, среднее значение сапробности стабильно в течение сезона (1,67) и соответствует нижнему ( $\beta$ ) разряду (подзоне)  $\beta$ -мезосапробной зоны. В 2010 г. сапробности были определены только по показателям фитопланктона и инфузорий; обе величины были примерно на 0,1 выше, чем по данным 2012 г. Таким образом, сапроб-

ность воды озера, видимо, несколько снизилась с 2010 г, несмотря на некоторое увеличение трофического статуса.

**Таблица 66.** Величины сапробности, определенные по индикаторным организмам разных групп, и средние значения сапробности в 2012 г..

<i>Группа</i>	<i>Май</i>	<i>Июль</i>	<i>Сентябрь</i>	<i>За год</i>
<b>Фитопланктон</b>	2,08	1,97	1,85	1,95
<b>Инфузории</b>	2,11	1,88	2,25	1,96
<b>Зоопланктон</b>	0,81	1,16	1,28	1,09
<b>Макрофиты</b>	-	1,69	1,69	1,69
<b>Среднее по всем организмам</b>	<b>1,67</b>	<b>1,68</b>	<b>1,77</b>	<b>1,67</b>

По санитарной классификации (Оксиюк и др., 1993), олигомезотрофный трофический статус соответствует классу качества воды 2, "чистая", разряду 2а – "очень чистая";  $\beta$ -мезосапробный разряд сапробности – классу качества воды 3 "удовлетворительной чистоты", разряду 3а, "достаточно чистая". По микробиологическим показателям качество воды по общей численности бактерий оценивается в разрядах 2б-3а, по численности бактерий группы кишечной палочки – 2а, но по численности сапрофитных бактерий – от 4а до 4б. Это отражает явную несбалансированность данной классификации по показателям бактериопланктона. В целом, при очень широком диапазоне оценок, вода озера по совокупности показателей относится к разряду 3а "достаточно чистая" класса 3, "удовлетворительной чистоты". При санитарной классификации в соответствии с ГОСТ 17.1.3.07-82 большинство показателей также соответствует классу качества воды 3, "умеренно загрязненная". Учитывая высокую антропогенную нагрузку на водоем, такая оценка представляется вполне адекватной.

Можно отметить следующие признаки неблагоприятных изменений в экосистеме оз. Кандры-Куль в 2012 г.

– Макрофиты: запаздывание и снижение развития макрофитов в озере; резкое снижение численности отдельных видов (водяной лютик); смена на отдельных станциях видов-индикаторов чистой воды (хары, мхов, водяной сосенки) на индикаторов более высокой сапробности и трофического уровня (рдесты, уруть).

– Планктонные организмы: значительное увеличение численности и биомассы фитопланктона и инфузорий в пелагической зоне озера.

– Фитопланктон: обнаружение в озере потенциально опасных видов безгетероцистных нитчатых цианобактерий (*Planktothrix agardii*, *Jaaginema geminata*).

– Бактериопланктон и бактериобентос: увеличение средней численности и опережающее увеличение численности сапрофитных бактерий в планктоне.

Особо следует отметить, что максимальное развитие планктонных сообществ в летний период 2012 г. отмечалось в западной и южной частях озера, которые подвергаются наибольшей антропогенной нагрузке.

### Возможные последствия вселения в озеро рыб-фитофагов.

В 2010 г. было проведено вселение в озеро облигатных фито- и альгофагов, белого амура и белого толстолобика (Государственный доклад..., 2011). В составе аборигенной ихтиофауны оз. Кандры-Куль, по данным Природного парка (Ихтиофауна озера Кандры-Куль..., 2012), присутствуют 14 видов рыб (табл. 67).

**Таблица 67.** Список видов рыб в оз. Кандры-Куль

№	Виды рыб	1977 г.	2000-е гг.
	<b>Сем. Salmonidae</b>		
1	Сиг ( <i>Coregonus lavaretus</i> )	++	+
2	Пелядь ( <i>C. peled</i> )	+	-
	<b>Сем. Esocidae</b>		
3	Щука ( <i>Esox lucius</i> )	++	++
	<b>Сем. Cyprinidae</b>		
4	Сазан (каarp) ( <i>Cyprinus carpio</i> )	+	-
5	Карась золотой ( <i>Carassius carassius</i> )	++	++
6	Пескарь ( <i>Gobio gobio</i> )	++	++
7	Линь ( <i>Tinca tinca</i> )	++	++
8	Лещ ( <i>Abramis brama</i> )	+++	++
9	Плотва ( <i>Rutilus rutilus</i> )	+++	+++
10	Красноперка ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	-	++
11	Верховка ( <i>Leucaspis delineatus</i> )	+++	+++
12	Язь ( <i>Leuciscus idus</i> )	-	++
14	Густера ( <i>Blicca bjoerckna</i> )	-	+
	<b>Сем. Gadidae</b>		
15	Налим ( <i>Lota lota</i> )	++	++
	<b>Сем. Percidae</b>		
16	Окунь ( <i>Perca fluviatilis</i> )	+++	+++
17	Ерш ( <i>Gymnocephalus cernua</i> )	++	++
	Итого	13	14

Примечание. +++ – массовый, ++ – обычный, + – редкий вид, - - не обнаружен.

Наиболее многочисленными из них являются плотва и окунь, вслед за ними по численности следуют золотой карась, линь и красноперка; численность леща и

щук (и, видимо, налима), уступает этим видам. Таким образом, облигатные хищники, видимо, не контролируют численность мирных видов, и она регулируется доступностью пищи и абиотическими условиями в водоеме. Хотя окунь во взрослом состоянии является хищником, его размеры позволяют ему питаться только мелким частиком и молодь более крупных рыб. Его младшие возрасты питаются зоопланктоном, а в рацион более крупных входят и организмы бентоса (Евланов и др., 1998). В целом же, в ихтиофауне озера преобладают всеядные виды, предпочитающие во взрослом состоянии питание бентосом (плотва, золотой карась, линь, лещ). Красноперка, наряду с питанием животными объектами, может питаться высшей водной растительностью, которая в некоторых условиях составляет более 50% ее рациона (Lake et al, 2002; Nurminen et al, 2003). То же самое, в меньшей степени, свойственно линю и плотве (Евланов и др., 1998).

Из числа типичных планктофагов в озере обычна только верховка, а вселенец – пелядь, судя по всему, выпала из состава ихтиофауны. Слабый контроль зоопланктона со стороны ихтиофауны обуславливает высокие численности планктонных ракообразных, в т.ч. крупных, в первую очередь р. *Daphnia*. Это, в свою очередь, согласно концепции трофического каскада, приводит к контролю численности и биомассы фитопланктона, поскольку крупные фильтраторы являются эффективными поедателями большинства видов фитопланктона.

Наши данные показывают, что биомасса зоопланктона в озере в среднем на порядок превышает биомассу фитопланктона. Из этого следует, что большая часть первичной продукции фитопланктона в озере уже потребляется зоопланктоном, и говорить о ее недоиспользовании некорректно. В аборигенной ихтиофауне озера велика численность факультативных фитофагов (красноперка, линь, отчасти плотва). Поскольку в других водоемах с похожими условиями эти виды активно потребляют высшую водную растительность, то и в озере Кандры-Куль они, очевидно, используют продукцию макрофитов. Кроме того, после отмирания биомасса макрофитов используется в пищу организмами бентоса. Таким образом, вселение новых потребителей может подорвать кормовую базу растительноядных видов, уже существующих в озере.

Кроме того, вселение фитофагов не может существенно снизить возврат биогенных веществ в толщу воды. Только небольшая часть (до 10%) потребляемой растительной пищи используется растительноядными организмами на прирост собственной биомассы. Остальная часть потребленной пищи возвращается в водную толщу и донные отложения в виде фекалий и метаболитических выделений. Однако до вселения белого амура возврат органических веществ, азота и фосфора в воду и грунты озера происходил путем разложения биомассы макрофитов в осенне-зимний период. После их вселения органические вещества и биогенные элементы макрофитов будут выедаться и поступать в экосистему озера в виде фекальных масс в течение всего периода их вегетации, т.е. в летний период. Это, очевидно, приведет (а возможно, уже привело) к увеличению концентрации соединений азота и фосфора в воде озера в летний период.



Существенно и то, что снижение биомассы водной растительности может отразиться на состоянии популяций фитофильных организмов (макроперифитона, молоди рыб и т.д.), зависящих от зарослей макрофитов как укрытия, места нереста или обитания.

Белый толстолобик является эффективным альгофагом, однако плотность биомассы фитопланктона в озере низка. По расчетам из работы (Cooke, Hill, 2010) родственный вид, пестрый толстолобик, компенсирует свои затраты на питание только в эвтрофных условиях, при концентрации хлорофилла более 10 мкг/л, а энергетические потребности белого толстолобика еще выше. Поскольку концентрация хлорофилла в оз. Кандры-Куль значительно меньше, белый толстолобик, очевидно, будет восполнять недостаток пищи за счет других кормовых объектов, в т.ч. метазoopланктона, биомасса которого, как уже было сказано, на порядок выше, чем фитопланктона. Переход этого вида на питание преимущественно зоопланктоном произошел, например, после его вселения в оз. Киннерет (Израиль) (Spataru, Gophen, 1985). Результатом этого будет нарушение сложившихся в озере пищевых связей, а общая биомасса фитопланктона в озере может не уменьшиться, как ожидалось, а возрасти. Вообще, вселение белого толстолобика далеко не всегда снижает биомассу водорослей даже при его вселении в эвтрофные водоемы; эффективность же его вселения в менее продуктивные озера крайне сомнительна. Можно, впрочем, полагать, что белый толстолобик, в отличие от белого амура, не сможет акклиматизироваться в экосистеме озера.

## **Рекомендации по стабилизации экосистемы озера**

Предлагая и проводя любые мероприятия в границах Природного парка "Кандры-Куль", следует исходить из того, что задача сохранения экосистемы озера в его современном виде принципиально несовместима с задачей увеличения степени его рекреационной эксплуатации. Речь может идти только о снижении последствий такой эксплуатации до минимума, максимально приближенного к скорости естественной сукцессии экосистемы водоема. Увеличение же хозяйственной эксплуатации территории Природного Парка, не связанной непосредственно с рекреационной деятельностью, прямо противоречит целям Парка, определенным в Федеральном законе №33-ФЗ, и создает угрозу сложившимся экосистемам водосборной территории и самого озера.

Для сохранения природной среды и поддержания экологического баланса экосистемы оз. Кандры-Куль любые предлагаемые мероприятия необходимо оценивать с позиций их возможного влияния на все компоненты экосистемы озера, а не только на базе их предполагаемого положительного эффекта на один или несколько показателей. Отдаленные отрицательные последствия "эффективного хозяйствования" могут значительно перевесить краткосрочную выгоду и потребовать больших затрат для ликвидации их последствий.

Поэтому мы считаем, что необходимо прекратить дальнейшее проведение рыбоводно-акклиматизационных мероприятий. При дальнейшем значительном сокращении площади, занятой погруженными макрофитами, и изменении их видового состава, может оказаться необходимым проведение мероприятий по

вылову белого амура из оз. Кандры-Куль. Оценить, допустимо ли присутствие этого вида в озере, можно будет только на основании оценки величины его стада и его влияния на состояние макрофитного пояса в ближайшие годы.

К числу первоочередных мероприятий, на наш взгляд, относятся:

- обустройство береговой полосы в границах н.п. Кандры-Куль и Кандры-Тюмекеево с целью снижения поступления загрязняющих (в первую очередь, биогенных) веществ с поверхностным стоком;
- ограничение использования навоза на приусадебных участках населенных пунктов, обустройство навозохранилищ и стимуляция вывоза навоза за пределы береговой полосы;
- обустройство в населенных пунктах и зоне отдыха туалетов, конструкция которых исключает проникновение фекальных стоков в грунтовые воды, непосредственно сообщающиеся с озером.

Только после выполнения этих мер можно вести речь о планах по резкому увеличению числа отдыхающих, строительству стоянок для машин и разрабатывать другие подобные проекты, резко увеличивающие степень эксплуатации природных ресурсов прибрежной зоны и акватории озера. В любом случае, увеличение рекреационной нагрузки на любой участок береговой полосы возможно лишь после проведения мер, максимально сокращающих увеличение стока биогенных элементов с этого участка:

- противоэрозионное обустройство береговой линии,
- установка изолированных туалетов,
- удаление мест размещения отдыхающих на 20-50 м от уреза воды и

т.д.

В то же время мы считаем ненужным укрепление береговой полосы в границах уже существующей зоны отдыха на южном берегу, т.к. смыв почвы на этом участке незначителен; волновому размыву в этой части береговой линии подвергаются уже перемытые пески, а не почвы, а проведение берегоукрепительных работ снизит рекреационную привлекательность этой зоны и заставит отдыхающих перебраться на необустроенные участки береговой линии.

Крайне желательным является устройство ливневой канализации в населенных пунктах. На начальном этапе следует, как минимум, выработать эскизные схемы канализации и варианты размещения очистных сооружений.

Хотя, как мы считаем, сокращение площади зарослей макрофитов в озере Кандры-Куль крайне отрицательно скажется на состоянии его экосистемы, в качестве меры, снижающей фосфорную и азотную нагрузку, можно рекомендовать скашивание и удаление биомассы прибрежных зарослей макрофитов в конце периода их вегетации.

Наблюдающийся в озере дефицит кислорода в придонных слоях пока проявлен слабо и не угрожает экосистеме водоема. Однако в перспективе, если состояние придонных слоев будет ухудшаться и далее, могут потребоваться мероприятия по оксигенации придонного слоя (Klapper, 2003) с использованием технических устройств. При проектировании этих мероприятий необходимо опираться на большой опыт проведения аэрации и оксигенации придонного слоя озер, накопленный в странах Западной Европы, и учитывать возможные отрицательные последствия применения этой меры (Liboriussen et al., 2003).

В случае дальнейшего повышения содержания общего фосфора в воде озера могут потребоваться более радикальные внутриводоемные мероприятия, такие как химическая обработка для связывания и осаждения фосфора. Поскольку применение в озере соединений алюминия опасно из-за растворимости его солей в щелочной среде, характерной для озера, реагентами выбора могут быть соли железа или (предпочтительно) лантана (например, в виде карбоната лантана или фослока, <http://www.phoslock.eu/>). Однако решение о подобных действиях должно приниматься на основе экспертной оценки эффективности и безопасности этих мер, данной специалистами-гидробиологами.

Для своевременного обнаружения изменений в экосистеме оз. Кандры-Куль необходим постоянный мониторинг ряда показателей водной среды, в том числе: температуры воды, прозрачности воды, активной реакции среды pH и содержания кислорода. Измерение этих показателей необходимо проводить не реже 1 раза в месяц на нескольких станциях, как в литоральной, так и в пелагической частях озера. Кроме того, как минимум трижды в течение года следует проводить химические анализы воды на этих же станциях, (в поверхностном и придонном горизонтах). Обязательными показателями для определения при этом должны быть концентрации хлорофилла, общего и минерального фосфора и соединений азота (нитратов, нитритов и аммония). Для оценки биогенной нагрузки с подземным стоком настоятельно необходим ежегодный мониторинг содержания общего фосфора и соединений азота в почвах и грунтовых водах в прибрежной зоне озера. Безусловно, следует продолжить также регулярные мониторинговые и научные исследования биотических компонентов экосистемы озера, включив в их список организмы зообентоса и макрофитона, а также детальное обследование сообществ макрофитного пояса.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Внутренние пресные воды представляют собой ценный природный ресурс с экономической, культурной, эстетической, научной и образовательной точек зрения. Для пресноводных экосистем высокую опасность представляют нерациональное использование ресурсов; экологически непродуманное хозяйственное освоение, включая ведение сельского и лесного хозяйства; эрозия почв на территории водосборов; инвазии чужеродных видов, прямая трансформация природных пресноводных экосистем, а также происходящие региональные и глобальные изменения климата. "Здоровье" водных экосистем не сводится к соблюдению нормативов ПДК; изменение показателей даже внутри норм ПДК может оказаться критичным для гидробионтов и экосистемы в целом. Поэтому необходимо знание изменений и постоянный контроль состояния как экосистемы в целом, так и ее отдельных компонентов.

В монографии представлены результаты комплексного исследования экосистемы оз. Кандры-Куль, одного из крупнейших водоемов Южного Предуралья. Наши исследования были направлены на комплексное изучение компонентов экосистемы озера, включая организмы "микробной петли", которые во многом определяют потоки вещества и энергии в пресноводных экосистемах.

Сложившиеся природные условия обитания в озере Кандры-Куль, включая основной ионный состав озерной воды, специфичны и довольно заметно контрастируют с основной массой пресноводных экосистем региона. Однако живые организмы приспособились к этим абиотическим факторам в результате процесса долговременной эволюции. Поэтому любые рекомендации относительно "улучшения" экологических переменных должны основываться на их реальном экосистемном эффекте, а не на уровнях ПДК, иначе они будут действовать как стресс-фактор, который может привести к непредсказуемым последствиям для экосистемы, в соответствии с 3-м общим законом "Природа знает лучше".

Так, концентрации магния и pH в озере лежат вне границ ПДК; однако это их естественно сложившиеся уровни, существующие на протяжении многих лет, и попытки их искусственного изменения негативно повлияют на состав и развитие планктона и высшей водной растительности озера. С другой стороны, хотя концентрации фосфора в озере существенно ниже действующего ПДК, именно увеличение его концентрации грозит водоему эвтрофированием и потерей его нынешнего состояния.

Деятельность, связанная с введением чужеродных видов, может нарушить нынешний статус трофических отношений озера Кандры-Куль и подорвать кормовые ресурсы местных растительноядных видов рыб. В этом случае общая биомасса фитопланктона может увеличиваться, а не уменьшаться, как ожидалось, что приведет к процессу эвтрофикации и развития водорослей до уровня "цветения" воды.

Результаты наших исследований, представленные в данной монографии, позволили оценить современное состояние экосистемы озера Кандры-Куль и выявить слабо выраженную тенденцию к эвтрофикации водоема. На основе

полученных данных можно оценить вероятные сценарии развития водной экосистемы оз. Кандры-Куль в различных условиях и предложить рекомендации по восстановлению и поддержанию устойчивого состояния экосистемы озера с учетом его интенсивного рекреационного использования.

## CONCLUSION

Inland freshwaters are valuable natural resources from an economical, cultural, aesthetic, scientific and educational standpoint. Unsustainable use of resources; environmentally unreasoned economic actions both in agriculture and forestry; soil erosion in catchments, invasions or deliberate introduction of alien species, direct ecosystem transformation; and ongoing regional and global climate change pose a high risk for freshwater ecosystems. The "health" of aquatic ecosystems is not restricted to their compliance with maximal permissible concentration standards; environmental changes even within their limits may be critical for aquatic organisms and the ecosystem as a whole. Therefore, it is necessary to steadily monitor and detect all changes of the ecosystem as a whole and its individual components.

The monograph presents the results of a complex study of the ecosystem of the lake Kandry-Kul, one of the largest water bodies of Pre-Ural European territory of Russia. Our research was aimed at a study of the majority of the lake ecosystem components, including the organisms of the "microbial loop", which largely determine the flow of matter and energy in freshwater ecosystems.

Established natural habitat conditions in Lake Kandry-Kul, including the main ionic composition of the lake water, are specific and somewhat contrast to the bulk of freshwater ecosystems in the region. However, living organisms have adapted to these abiotic factors as a result of the process of long evolution. Therefore, any recommendations regarding "improvements" of the environmental variables should be based on their real ecosystem effects instead of MPC levels, or else they will act as stressor, which can lead to unpredictable consequences for the ecosystem, in accordance with the 3rd Commoner law, "Nature knows best".

For example, both the magnesium and pH concentrations in the lake lie outside the MAC limits; however, these are naturally established and have existed for many years, therefore any attempts to artificially change them will negatively affect the composition and development of the plankton and the higher aquatic vegetation of the lake. On the other hand, although the concentration of phosphorus is significantly lower than the current MAC, it is its increase that threatens the water body eutrophication and loss of its current state.

Activities related to the introduction of alien species may disrupt the current status of the Lake Kandry-Kul trophic relations and undermine forage resources of native herbivorous fish species. In this case, the total biomass of phytoplankton may but increase instead of decrease, as expected, which will lead to the process of eutrophication and development of algae to the level of water "flowering".

The results of our research presented in this monograph allowed us to assess the current state of the ecosystem of lake Kandry-Kul and identify probable trend to eutrophication of this lake. On the basis of the obtained data it is possible to estimate the probable scenarios of development of the water ecosystem of the lake Kandry-Kul in different conditions and to offer recommendations on restoration and maintenance of a sustainable lake ecosystem taking into account its intensive recreational use.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Абдрахманов Р.Ф. Гидроэкология Башкортостана. Уфа: Информреклама, 2005. 344 с.
2. Абдрахманов Р.Ф., Мартин В.И., Попов В.Г., Рождественский А.П., Смирнов А.И., Травкин А.И. Карст Башкортостана. Уфа: Информреклама, 2002. 384 с.
3. Аксаков С.Т. Записки ружейного охотника Оренбургской губернии. // Собрание сочинений в 5-ти т. М.: Правда, 1966. Т. 5. С. 3-310.
4. Алекперов И.Х. Атлас свободноживущих инфузорий (классы Kinetofragminophora, Colpodea, Oligohyumenophora, Polyhyumenophora). Баку, 2005. 310 с.
5. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. Спб.: Наука, 1996. 189 с.
6. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. Москва: Изд-во Московского университета, 1970. 487 с.
7. Асаул З.И. Визначник евгленовых водоростей Української РСР. Київ, 1975. 406 с.
8. Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Экологический мониторинг. Методы биологического и физико-химического мониторинга. Часть VI: Учебное пособие, под редакцией проф. Д.Б. Гелашвили. Н. Новгород: Изд-во ННГУ, 2006. С.61-116.
9. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив, 2006. 498 с.
10. Баринова С.С., Медведева Л.А. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (Российский Дальний Восток). Владивосток: Дальнаука. 1996. 364 с.
11. Баянов М.Г., Старухина Т.Н., Кладочера некоторых водоемов Башкирии // Животные Башкирии, их экология и численность. Уфа, 1970. Вып. 40, сер. 5. С. 45-48.
12. Беккер Е.И., Морфология, систематика и филогения ветвистоусых ракообразных рода *Eugyercus* Baird, 1843 (Cladocera: Anomopoda: Eugyercidae) мировой фауны. Автореферат диссертации ... к.б.н., МПЭЭ РАН, Москва, 2012. 21 с.
13. Белова С.Л. Видовой состав и особенности экологии Ciliophora в реке Москве // Зоол. журн. 1998. Т. 77, № 12. С. 1349-1356.
14. Биккинин Р.Ф., Дьяченко И.П. О проблемах акклиматизации сиговых рыб в Башкирии // Материалы по фауне и экологии животных Южного Урала. Уфа, 1977. С.101-121 / Башкир. ун-т. Рук. деп. в ВИНТИ № 4549-78
15. Биккинин Р.Ф., Тихомирова Л.П. Питание сигов, акклиматизированных в некоторых озерах Башкирии. // Биологические основы искусственного разведения новых объектов рыбоводства. Сборник научных трудов. 1979. Вып. 147. ГосНИОРХ. С.112-119.
16. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2004. 436 с.

17. Богданов В.Д., Богданова Е.Н., Госькова О.А., Морозова Л.М., Некрасова Л.С., Степанов Л.Н., Ярушина М.И. Оценка экологического состояния и рекреационной емкости экосистемы озера Песчаное. Екатеринбург: УрО РАН, 2007. 143 с.
18. Богословский Б.Б. Озероведение. М., Изд-во МГУ, 1960. 336 с.
19. Болотов С.Э. Модуль экологического анализа сообществ пресноводного зоопланктона "FW-Zooplankton" // Свидетельство об официальной регистрации программы для ЭВМ Федеральной службы по интеллектуальной собственности, патентам и товарным знакам (Роспатент) № 2009617238 от 18.08.2012 г.
20. Боруцкий Е.В., Степанова Л.А., Кос М.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. Л.: Наука, 1991. 504 с.
21. Бреховских В.Ф., Казмирук Т.Н., Казмирук В.Д. Донные отложения Иваньковского водохранилища: состояние, состав, свойства. М.: Наука, 2006. 176 с.
22. Брянцева Ю.В., Курилов А.В. Расчет объемов клеток микроводорослей и планктонных инфузорий Черного моря / Предпринт. Севастополь: Ин-т биол. южн. морей. 2003. 20 с.
23. Бульон В.В. Общая характеристика некоторых озер Карелии // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1997. С. 5-28.
24. Бульон В.В. Первичная продукция планктона и классификация озер // Продукционно-гидробиологические исследования пресноводных экосистем / под ред. А.Ф. Алимова. Л.: Наука, 1987. С. 45-51.
25. Бульон В.В. Цикл фосфора в микропланктоне двух разнотипных озер Карелии // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1997б. С. 5-28.
26. Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 159 с.
27. Быкова С.В., Жариков В.В., Андреева В.А., Горбунов М.Ю., Уманская М.В. Инфузории озера Кандры-куль (респ. Башкортостан): Состав, пространственное распределение, сезонная динамика и экологическое состояние водоема по данным их сообщества в 2012 г. // Известия СНИЦ РАН, 2014 Т.16, №5(5). С. 1748-1757.
28. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Почвоведение: Учебник для вузов. Ростов: Изд. центр "МарТ", 2004. 496 с.
29. Васильев А.М. Основы современной методики и техники лабораторных определений физических свойств грунтов. М.: Гостехиздат, 1953.
30. Винберг Г.Г. Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии // Журн. общ. биол. 1983. Т. 44. Вып. 1. С. 31–42.
31. Власов Б.П., Гигевич Г.С. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды: Метод. рекомендации. Мн.: БГУ, 2002. 84 с.
32. Водоросли, вызывающие "цветение" водоемов северо-запада России. М., 2006. 367 с.
33. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова думка, 1989. 608 с.



34. Воронихин Н.Н. Несколько слов о содержании понятия "фитопланктон континентальных вод" // Ботанич. ж. 1950. т. 35, № 6, С. 668-674.
35. Выхристюк Л.А., Варламова О.Е. Донные отложения и их роль в экосистеме Куйбышевского водохранилища. Самара, 2003. 174 с.
36. Гальченко В.Ф. Метанотрофные бактерии. М.: ГЕОС, 2001. 500 с.
37. Генкал С.И. Атлас диатомовых водорослей планктона реки Волги. С-Пб., 1992. 128 с.
38. Герасимова Н.А. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1996. 200 с.
39. Гигиняк Ю.Г. Калорийность водных беспозвоночных животных. – В кн.: Основы изучения водных экосистем. Л.: Наука, 1973, с.18-37.
40. Гидрогеология СССР. т. XV. Башкирская АССР. / Под. ред. Б.А. Зубровой. М.: Недра, 1972. 344 с.
41. Гиляров А.М. Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных. М.: Наука, 1987. 189 с.
42. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Синезеленые водоросли. // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 2. М.: Советская наука, 1953. 651 с.
43. Горбунов М.Ю., Уманская М.В. Современное состояние и тенденции изменения трофического статуса озера Кандры-Куль // Вода: Химия и Экология. 2015. № 6. С. 3–9.
44. Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. М.: Наука. 1977. 278 с.
45. Горшков В.Г., Макарьева А.М., Лосев К.С. В повестке дня – стратегия выживания человечества// Вестник РАН. 2006. Т. 76. № 4. С. 309-314
46. ГОСТ 17.1.3.07-82 "Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков"
47. ГОСТ 17.1.5.02-80 "Охрана природы. Гидросфера. Гигиенические требования к зонам рекреации водных объектов", 2004
48. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2004 году. Уфа, 2005. 204с.
49. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2005 году. Уфа, 2006. 197 с.
50. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды республики Башкортостан в 2006 году. Уфа, 2007.
51. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды республики Башкортостан в 2007 году. Уфа, 2008.
52. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2008 году. Уфа, 2009. 200 с.
53. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды республики Башкортостан в 2009 году. Уфа, 2010.
54. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды республики Башкортостан в 2010 году. Уфа, 2011.
55. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2011 г. Уфа, 2012 366 с.

56. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2012 году. Уфа, 2013.
57. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2013 г. Уфа, 2014 336 с.
58. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2014 году. Уфа, 2015 326 с.
59. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2015 г. Уфа, 2016 310 с.
60. Государственный доклад о состоянии и охране окружающей среды Республики Башкортостан в 2016 г. Уфа, 2017 316 с.
61. Гуламанова Г.А. Автотрофный планктон как показатель степени эвтрофирования (на примере разнотипных озер респ. Башкортостан). Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2008. 16 с.
62. Гуламанова Г.А., Шкундина Ф.Б. Эколого-флористическая характеристика фитопланктона разнотипных озер республики Башкортостан // Вестник Башкирского университета. 2006. №4. С. 59-61.
63. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л., 1985. 244 с.
64. Дедусенко-Щеголева Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Ф.Ф. Зеленые водоросли. Класс Вольвоксовые (Chlorophyta; Volvocineae) // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 8. М.; Л.: Советская наука, 1959. 230 с.
65. Дедусенко-Щеголева Н. Т., Голлербах М. М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 5. Желтозеленые водоросли //Л.: Изд-во Акад. наук СССР. 1962.
66. Деревенская О.Ю. К изучению зоопланктона пелагиали Куйбышевского водохранилища в пределах акватории Саралинского участка Волжско-Камского заповедника // Тр. Волжск.-Камск. гос. заповед. 2005. Вып. 6. С. 54–70.
67. Деревенская О.Ю., Унковская Е.Н. Структура сообществ зоопланктона озер Волжско-Камского заповедника // Тр. Зоол. ин-та РАН. 2016. Т. 320. № 3. С. 294–303.
68. Держинская И.С. Питательные среды для выделения и культивирования микроорганизмов. Астрахань: Изд-во АГТУ, 2008. 348 с.
69. Дзюбан А.Н. Деструкция органического вещества и цикл метана в донных отложениях внутренних водоемов. Ярославль: Принтхаус, 2010. 192.
70. Дзюбан А.Н. Численность некоторых видов маслянокислых бактерий в грунтах волжских водохранилищ и озер разного уровня трофии в зависимости от содержания органических веществ // Тр. ИБВВ РАН. 1993. Вып. 66. С. 47-64.
71. Дзюбан А.Н., Горленко А.Ю. Оптимизация метода прямого счета бактерий в донных отложениях водоемов // Микробиология, 1989. Т.58, Вып. 5. С. 871-875.
72. Дзюбан А.Н., Косолапов Д.Б., Кузнецова И.А. Микробиологические процессы в донных отложениях Рыбинского водохранилища и озера Плещеево

- как факторы формирования качества водной среды. // Гидробиологический журнал. Т 41, № 4. 2005. С. 82-88.
73. Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Л.: Наука, 1988. Т. 2. Вып. 1. Л.: "Наука" 116 с.
  74. Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Т. 2, Вып. 2. С-Пб.: Наука, 1992. 125 с.
  75. Довгаль И.В. Определитель щупальцевых инфузорий (Ciliophora, Sucturia) фауны Украины // Вестн. зоологии. 1996. № 2. С. 3-40.
  76. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. Л.: Наука, 1981. 212 с.
  77. Евланов И.А., Козловский С.В., Антонов П.И.. Кадастр рыб Самарской области. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1998. 222 с.
  78. Ермолаева Н.И. Веслоногие раки семейства Cyclopidae в водоемах Обь-Иртышского бассейна. Новосибирск: НГУ, 2007. 90 с.
  79. Жариков В.В. Кадастр свободноживущих инфузорий водохранилищ Волги. Тольятти, 1996. 76 с.
  80. Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И., Шешукова В.С. Диатомовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 4. М.: Советская наука, 1951. 619 с.
  81. Зайков Б.Д. Очерки по озероведению. Ленинград: Гидрометеорологическое изд-во, 1960. 240.
  82. Захарова Ю.Р., Парфенова В.В. Метод культивирования микроорганизмов, окисляющих железо и марганец в донных отложениях озера Байкал // Изв. РАН. Сер. Биол., 2007. № 3. С. 290-295.
  83. Зилов Е.А. Гидробиология и водная экология (организация, функционирование и загрязнение водных экосистем. Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2009. 147 с.
  84. Зимбалеvская Л.Н. Структура и сукцессия литоральных биоценозов днепровских водохранилищ. Киев: Наукова Думка, 1987. 203 с.
  85. Зимбалеvская Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ: экол. очерк. Киев: Наукова Думка, 1981. 201 с.
  86. Иванова М.Б. Влияние активной реакции и общей минерализации воды на формирование сообществ зоопланктона в озере при приближении этих факторов к экстремальным // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1997. С. 71-86.
  87. Ихтиофауна озера Кандрыкуль. Электронный ресурс. <http://kandrikul.ru/?q=book/export/html/36> (дата обращения 16/4/2012).
  88. Киселев И.А. Пирофитовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 6. М., 1954. 212 с.
  89. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2007. 395 с.
  90. Колешко О.И. Экология микроорганизмов почвы: Лабораторный практикум. Минск: Высш. шк. 1981. 176 с.
  91. Кондратьев С.А., Мельник М.М., Шмакова М.В., Маркова Е.Г., Ульянова Т.Ю. Метод расчета внешней нагрузки на Чудско-Псковское озеро с Российской части водосбора // Общество. Среда. Развитие (Terza Humana).

2010. Вып.1. <http://cyberleninka.ru/article/n/metod-rascheta-vneshney-nagruzki-na-chudsko-pskovskoe-ozero-s-rossiyskoy-territorii-vodosbora> (дата обращения: 16.04.2013)
92. Кондратьева Н.В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. I. Синьо-зелені водорості – Суапофута. Ч. 2. Класс Гормогонієві – Нормогоніофусеае. Київ, 1968. 523 с.
  93. Кордаков И.А. Прибрежно-водная растительность вторичных прудов и водохранилищ и ее роль в очистке промышленных сточных вод: Сб. тр. НИИ по обогащению руд цветных металлов. М.: Наука, 1971. С. 34–37.
  94. Коровчинский Н.М. Ветвистоусые ракообразные отряда Stenopoda мировой фауны (морфология, систематика, зоогеография). М: КМК, 2004. 410 с.
  95. Корпачев В.П., Пережилин А.И., Андрияс А.А., Рябоконт Ю.И. Загрязнение и засорение водохранилищ ГЭС древесно-кустарниковой растительностью, органическими веществами и влияние их на качество воды М., Изд-во "Академия Естествознания", 2010. 126 с
  96. Косолапов Д.Б., Намсараев Б.Б. Интенсивность разложения целлюлозы в донных отложениях Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 1996. № 1. С. 43-47
  97. Краснова Е.С., Уманская М.В., Горбунов М.Ю. Физико-химическая характеристика сульфидных озер и источников северо-востока Самарской области // Изв. Сам. НЦ РАН. 2008. Т. 10, № 2. С.488-498.
  98. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. (утв. Минприроды РФ 30 ноября 1992 г.). 1992. ([www.opengost.ru/iso/3123-kriterii-ocenki-ekologicheskoy-obstanovki-territoriy-dlya-vyyavleniya-zon-ekologicheskogo-bedstviya.html](http://www.opengost.ru/iso/3123-kriterii-ocenki-ekologicheskoy-obstanovki-territoriy-dlya-vyyavleniya-zon-ekologicheskogo-bedstviya.html)) Дата доступа 11.03.13.
  99. Крылов А.В., Кулаков Д.В., Касьянов Н.А. и др. Зоопланктон защищенного зарастающего мелководья Рыбинского водохранилища в условиях влияния колониального поселения птиц // Биология внутр. вод. 2009. № 2. С. 56–61
  100. Крылов П.И., Полякова Е.А., Галимов Я.Р. Зоопланктон кислотного озера: стратегия дефицита пищи // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1997. С. 87-106.
  101. Кузнецов С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука, 1970. 440 с.
  102. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 288 с.
  103. Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей. Магадан. 1984. 48 с.
  104. Кузяхметов Г.Г., Мифтахова А.М., Киреева Н.А., Новоселова Е.И. Практикум по почвоведению. Уфа: РИО БашГУ, 2004. 120 с.
  105. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida). Л.: Наука, 1970. 744 с.
  106. Лазарева В.И. Особенности экологии ветвистоусых ракообразных в кислотных озерах юга Вологодской области // Современные проблемы изучения ветвистоусых ракообразных. СПб, Гидрометиздат. 1992. С. 100-114.

107. Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2010. 183 с.
108. Лазарева В.И. Трансформация сообществ зоопланктона малых озер при закислении // Структура и функционирование экосистемы кислотных озер. СПб.: Наука, 1994. С. 150-169.
109. Лазарева В.И., Болотов С.Э. Особенности биологии двух видов рода *Diaphanosoma* Fischer (Crustacea, Cladocera) в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод. 2014. № 2. С. 1–9.
110. Лазарева В.И., Жгарева Н.Н., Гусаков В.А., Иванов В.К. Структура трофической сети сообществ беспозвоночных в трех небольших озерах с различным уровнем закисления вод // Биология внутр. вод. №1. 2003. С. 49-57.
111. Ласточкин Д.А. Ассоциация животного населения береговой области Переславского озера. // Изв. Иваново-Вознесен. политехн. ин-та. 1930. Т. 27. 88 с.
112. Макарова И.В., Пичкалы Л.О. К некоторым вопросам методики вычисления биомассы фитопланктона // Бот. журн. 1970. Т.55, № 10. С. 1488-1494.
113. Мамаева Н.В. Инфузории бассейна Волги. Л.: Наука, 1979. 150 с.
114. Маматов А.Ф. Водоплавающие птицы Южного Урала: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Казань, 2006. 42 с.
115. Маннанова С.А. Гидрохимические характеристики воды и донных отложений озера Кандры-Куль по данным 1986-2007 гг. / Маннанова С.А., Мингазимов И.Н., Алымов Е.В., Зайнуллина Г.Х. // Башкирский экологический вестник 2010. № 1(22) с. 46-53.
116. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. М.: Наука, 1964.
117. Мартынова М.В. Донные отложения как составляющая лимнических экосистем/ Ин-т водных проблем РАН. М.: Наука, 2010. 243 с.
118. Мартынова М.В. Железо и марганец в пресноводных отложениях. Монография. М., 2014. 215 с.
119. Матвієнко О.М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Золотисті водорості – Chryzophyta. Т. 3, ч. 1. Київ, 1965. 365 с.
120. Матвієнко О.М., Литвиненко Р.М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Пірофітові водорості – Ruggophyta. Т. 3, ч. 2. Київ: "Наукова думка", 1977. 386 с.
121. Матвиенко А.М. Золотистые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.3. М., 1954. 188 с.
122. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
123. Мошкова Н.А., Голлербах М.М. Зеленые водоросли. Класс Улотриксковые. Chlorophyta: Ulotrichophyceae. Ulotrichales // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып 10 (1). Л., 1986. 360 с.
124. Мухортова О.В. Сообщества зоопланктона пелагиали и зарослей высших водных растений разнотипных водоемов Средней и Нижней Волги / Дисс. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2009. С. 100-109.

125. Мухортова О.В., Болотов С.Э. Модуль экологического анализа фитофильных сообществ пресноводного зоопланктона "FWZooplankton-PHYTO" // Вода: Химия и Экология. 2015. № 10(108). С. 63.
126. Мухортова О.В., Быкова С.В., Жариков В.В., Тарасова Н.Г., Унковская Е.Н. Характеристика планктонного сообщества зарастающего озера (на примере оз. Белое, республика Татарстан) // Экология водных беспозвоночных. Сб. матер. междунар. конф., посв. 100-летию со дня рождения Ф.Д. Мордухай-Болтовского. ИБВВ РАН им. И.Д. Папанина. Борок, 2010. С. 206-210.
127. Мухортова О.В., Тарасова Н.Г., Быкова С.В., Жариков В.В., Унковская Е.Н. К оценке биоразнообразия планктонного сообщества (на примере озера Раифское) // Проблемы экологии: чтения памяти проф. М. М. Кожова: тез. докл. междунар. науч. конф. и междунар. шк. для мол. ученых (Иркутск, 20-25 сентября 2010 г.). Иркутск: Изд-во Иркут. Гос. Ун-та, 2010. С. 289.
128. Мясметс А.Х. Изменения зоопланктона // Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980. С. 54-64.
129. Нежеховский Р. А. Наводнение на реках и озерах. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 184 с.
130. Николайчев В., Степанов Б., Будаев С., Николаев М. Как из овечьего навоза извлечь прибыль. "Аграрное обозрение", 2011. № 6 (28) с. 54-55.
131. Новиков Ю.В., Ласточкина К.О., Болдина З.Н. Методы исследования качества воды водоемов. М.: Медицина, 1990. 400 с.
132. Обзор российского рынка синтетических моющих средств. <http://www.marketcenter.ru/content/doc-2-11161.html> (дата обращения: 02.04.2013)
133. Одум Ю. Основы экологии. М., 1975. 740 с.
134. Оксийок О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. // Гибриобиол. журн., 1993. Т.29, № 4. С.62-76.
135. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской части. Т. 1. М.: Товарищество науч. изданий КМК, 2010. 495 с.
136. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.1. Низшие беспозвоночные. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1994. 394 с.
137. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 2. Ракообразные. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1995. 627 с.
138. Остапеня А.П. Полнота окисления органического вещества водных беспозвоночных методом бихроматного окисления. // Докл. АН БССР, 1965, т. 9, № 4, С. 273-276.
139. Охупкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти, 1994. 275 с.
140. Охупкин А.Г., Микульчик И.А., Корнева Л.Г., Минеева Н.А. Фитопланктон Горьковского водохранилища. Тольятти, 1997. 224 с.
141. Павлов Д.С., Букварёва Е.Н. Биоразнообразие и жизнеобеспечение человечества // Вестник Российской академии наук. 2007. Т. 77. № 11. С. 974-986.

142. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Зеленые водоросли. Класс Конъюгаты. Порядок Десмидиевые. Chlorophyta. Conjugatophyceae. Desmiales // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 11(2). Л., 1982. 624 с.
143. Переведенцев Ю.П., Важнова Н.А., Наумов Э.П., Шанталинский К.М., Шарипова Р.Б. Современные тенденции изменения климата в Приволжском федеральном округе. // Георесурсы, 2012. т.6(48). С. 19-24.
144. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ГК РФ по рыболовству, 1999.
145. ПНД Ф 14.1:2.100-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений химического потребления кислорода в пробах природных и очищенных сточных вод. М., 1997.
146. Подкина Н.М. Биология и промысловое значение местных рыб озера Увильды // Биологические основы повышения рыбопродуктивности водоемов Урала: Тр. УрО Сиб. НИИ рыб. хоз-ва. Свердловск, 1975. Т. 9. С. 147–161.
147. Попова Т.Г. Эвгленовые водоросли // Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып. 7. М., 1955. 281 с.
148. Потехина Ж. С., Шерышева Н. Г., Бычек-Гущина И.А., Готшалк Г. Анаэробный рост бактерий на метане с Fe(III)восстановлением, как электрон акцептирующим процессом // Известия СНЦ РАН, 2000. Т.2, № 2. С. 371-379.
149. Правила охраны поверхностных вод. (Утв. Госкомприроды СССР 21.02.1991). М., 1991.
150. Преступная индальгенция изготовителям вредоносных стиральных порошков "Промышленные ведомости" 2011. № 11-12. <http://www.promved.ru/articles/article.phtml?id=2187&nomer=73> (дата обращения: 15.04.2013).
151. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли – показатели солёности воды // Диатомовый сборник. Л., 1953. Вып. I. С. 187-205.
152. Пушкин Ю.А., Шерстнева Л.А., Сейма Ф.А. Рыбохозяйственная характеристика озёр Белое и Аслы-Куль Башкирской АССР // Основные рыбохозяйственные проблемы Урала: Тр. Пермск. лаб. Гос. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. 1977. Т. 1. С. 59–75.
153. Разлуцкий В.И., Бусева Ж.Ф. Биотопическое распределение кладоцер в озерах разного типа. // IX съезд гидробиол. о-ва РАН. Т. 2. Тольятти, ИЭВБ РАН, 2006. С. 107.
154. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука, 1985. 295 с.
155. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Лабораторное руководство. Л.: Наука, 1974. 194 с.
156. Романенко В.И., Рыбакова И.В., Соколова Е.А., Вереш Л. Вариант диффузионного метода определения свободной углекислоты, карбонатов, сульфидов в воде и донных отложениях в закрытом сосуде // Гидробиол. ж. 1990. Т. 26, № 5. С. 64-69.
157. Ротарь Ю.М. Планктонные инфузории Куйбышевского водохранилища: Дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1995. 161 с.

158. РТП 17-99х. Нормы технологического проектирования систем удаления и подготовки к использованию навоза и помета. М.: Министерство сельского хозяйства РФ, 2001.
159. Руководство к практическим занятиям по микробиологии: Практ. пособие / под ред. Н.С. Егорова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1983. 215 с.
160. Сабитова Р.З. Зоопланктон озера Кандрыкуль. // Экология водных беспозвоночных: Сб. матер. Междунар. конф. ИБВВ РАН, Борок, 30 октября-2 ноября 2010 г. Ярославль: Принтхаус, 2010. С. 267-269
161. Садчиков А.П., Кудряшов М.А. Экология прибрежно-водной растительности (учебное пособие для студентов вузов). М.: Изд-во НИА-Природа, РЭФИА, 2004. 220 с.
162. Семенович Н.И. Донные отложения Онежского озера. Л.: Наука, 1973. 104 с.
163. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. Ставрополь: изд-во Ставропольск. гос. пед. ин-та, 2010. 329 с.
164. Смирнов Н.Н. Chydoridae фауны мира. // Фауна СССР. Ракообразные. т. 1, вып. 2. Л.: Наука, 1971. 531 с.
165. Смирнов Н.Н. Macrothricidae и Moinidae фауны мира. // Фауна СССР. Ракообразные. Т.1, Вып.3. Л.: Наука, 1976. 237 с.
166. Смирнов Н.Н., Коровчинский Н.М., Котов А.А., Синев А.Ю. Систематика Cladocera: современное состояние и перспективы развития // Ветвистоусые ракообразные: систематика и биология. Мат. Всерос. шк.-конф. ИБВВ РАН им. И.Д. Папанина, Борок, 8-12 октября 2007 г. Н.Новг.: Вектор ТиС. 2007. С. 5-73.
167. Столбунова В.Н. Зоопланктон озера Плещеево. М.: Наука, 2006. 152 с.
168. Тарасова Н.Г., Быкова С.В., Жариков В.В., Мухортова О.В., Унковская Е.Н. К оценке биологического разнообразия планктонных сообществ, формирующихся в макрофитах зарастающего озера Илантово (Волжско-Камский заповедник) // Проблемы изучения и сохранения растительного мира Евразии: Мат-лы Всерос. конф. Иркутск: Изд-во Ин-та географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2010. С. 638-641.
169. Теппер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. М.: Дрофа, 2004. 256 с.
170. Тимохина А.Ф. Зоопланктон как компонент экосистемы Куйбышевского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2000. 193 с.
171. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла "а" в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. Спб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 158-166.
172. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
173. Уманская М.В. Высшая водная растительность оз. Кандры-Куль. Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23, №2. С.141-145.



174. Уманская М.В. Экологические особенности развития бактериопланктона малых эвтрофных озер Самарской Луки: Автореф. Дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2004. 19 с.
175. Уманская М.В. Экологические особенности развития бактериопланктона малых эвтрофных озер Самарской Луки.: Дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2004. 148 с.
176. Уманская М.В., Краснова Е.С., Горбунов М.Ю. Органический пикосейстон озера Кандры-Куль (Респ. Башкортостан, Россия) в летний период // Изв. Самарск. науч. центра РАН. 2013. Т. 15. № 3(7). С. 2234–2239.
177. Уникальные экосистемы солонатоводных карстовых озер Среднего Поволжья / Под ред. А.Ф.Алимова, Н.М.Мингазовой. Казань, изд-во Казанск. ун-та, 2001. 256 с.
178. Унифицированные методы анализа вод / Под ред. Ю.Ю.Лурье. М.: Химия, 1973. 376 с.
179. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. Приложение 2. Атлас сапробных организмов. М. Изд. СЭВ. 1977. 227 с.
180. Федеральный закон от 14.03.95 №33-ФЗ (ред. от 25.06.2012) "Об особо охраняемых территориях"
181. Физико-географическое и административное положение природного парка "Кандры-Куль". Электронный ресурс. URL: <http://kandrikul.ru/?q=book/export/html/25> (дата обращения: 15.04.2013)
182. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки. С-Пб.: Наука, 2003. 231 с.
183. Хлебович Т.В. Методы изучения состояния кормовой базы рыбохозяйственных водоемов // Сб. тр. Гос.НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. 1983. Вып. 196. С. 57–60.
184. Черняева Л.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер (Урал и Приуралье). Л.: Гидрометеиздат, 1977. 336 с.
185. Чикин С.М. Фосфатаккумулирующие бактерии природных и сточных вод: Автореф. Дис. ...канд. биол. наук. Пермь, 1998. 24 с.
186. Шерышева Н.Г., Дзюбан А.Н., Ракитина Т.А. Оценка экологического состояния водохранилищ Камского каскада на основе показателей бактериобентоса // Вода: химия и экология. 2016, №8. С. 45-50.
187. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели. Тольятти: Кассандра, 2011. 255 с.
188. Шкундина Ф.Б. Сезонные изменения фитопланктона озера Кандры-Куль. Биол. Науки. 1983. № 2. С. 60–64.
189. Шкундина Ф.Б., Гуламанова Г.А. Основные тенденции антропогенного эвтрофирования озер Республики Башкортостан // Вестн. Одесского нац. ун-та, 2008. т. 14, №3. С. 106-114.
190. Шкундина Ф.Б., Гуламанова Г.А. Биологическое разнообразие автотрофного планктона озер Республики Башкортостан (Россия). Альгология, 2011. Т. 21. № 3. С. 329-345.

191. Шкундина Ф. Б. Оценка степени евтрофирования оз. Кандры-Куль на основании флористического состава фитопланктона. // Гидробиол. журн. 1985. Т. 21, №2. С. 91-95.
192. Экологически безопасные моющие средства: миф или реальность? Томск 2012. 29 с.
193. Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
194. Экология зарастающего озера и проблема его восстановления. / Под ред. В.Г. Драбковой и М.Я. Прыткова. СПб: Наука, 1999. 222 с.
195. Якушко О.Ф. География озер Белоруссии. Минск: Вышэйш. Шк. 1981. 223 с.
196. Янковский А.В. Тип Ciliophora Doflein, 1901. Инфузории // Протисты: Руководство по зоологии. Часть 2. СПб.: Наука, 2007. С. 371-993.
197. Ahn T.S., Kim O.S., Joh K.S., Spiglazov L.P., Drucker V.V., Hong S.-H. Community analysis of aggregated bacteria in southern Lake Baikal // Hydrobiologia. 2006. V. 568, Suppl. 1. P. 5-8.
198. Altman, P.L., Dittner D.S. Handbook of Biological Data (2<sup>nd</sup> Ed.). FASEB, Bethesda, 1974.
199. Azam, F., Fenchel, T., Field, J. G., Gray, J. S., Meyer-Reil, L. A., Thingstad, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1983. V.10. P. 257-263.
200. Beaver J.R., Crisman T.L. The role of ciliated protozoa in pelagic freshwater ecosystems. Microbial Ecol., 1989. V. 17, No. 2. P. 111-136
201. Bekker E.I., Kotov A.A., Taylor D.J. A revision of the subgenus Eurycercus (Eurycercus) Baird, 1843 emend. nov. (Cladocera: Eurycercidae) in the Holarctic with the description of a new species from Alaska. // Zootaxa, 2012. 3206: P. 1-40.
202. Beladjal L., Mertens J., Dumont H.J. An analysis of the setation pattern of the limbs in Anostraca (Crustacea) using the Algerian species as an example. // Hydrobiologia, 1996 (I). V. 298. P. 183-202.
203. Beladjal L., Mertens J., Dumont H.J. Streptocephalus caljoni n.sp. (Crustacea: Anostraca) from Burundi and analysis of its limb structure. // Hydrobiologia 1996 (II). V. 319. P. 149-157.
204. Bennett E.M., Carpenter S.P. Caraco N.F. Human Impact on Erodeable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. BioScience 2001. V. 51, No. 3. P. 227-234.
205. Berezky M.C. Fixations-und Färbungsschnellverfahren bei quantitativen ökologischen Untersuchungen von Protozoen in Binnengewässern // Archiv für Protistenkunde. 1985. V. 129. No. 1-4. P. 187-190.
206. Bianchi F, Aciri F, Aubry F B, Berton A, Boldrin A, Camatti E, Cassin D, Comaschi A. Can plankton communities be considered as bio-indicators of water quality in the Lagoon of Venice // Mar. Pollut. Bull. 2003. V.46, No.8. P. 964-971.
207. Blatterer H., Foissner W. Beiträge zur Ciliatenfauna (Protozoa: Ciliophora) der Amper (Bayern, Bundesrepublik Deutschland) // Arch. für Protistenkunde. 1990. V. 138. P. 93-115.

208. Boikova O.S. Postembryonic development in *Diaphanosoma brachyurum* (Lievins, 1848) (Crustacea: Ctenopoda: Sidaidae). // *Hydrobiologia* 2005. V. 537 (1-3). P. 7-14.
209. Brakke D.F., Bohmer J., Hartmann A., Havas M., Jenkins A., Kellys S., Ormerod S.J., Paces T., Putz R., Rosseland B.O., Schindler D.W., Segner H. Physiological and Ecological Effects of Acidification on Aquatic Biota // (C.E.W. Steinberg & R.F. Wright, eds.). Wiley Publ., 1994. P. 275-314.
210. Brett M.T. Zooplankton communities and acidification process (a review) // *Water Pollution*. 1989. V. 44. P. 382-414.
211. Cairns J., McCormick P V, Niederlehner B R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 1993. V.263, No.1. P.1-44.
212. Carlson R.E. A trophic state index for lakes. // *Limnol. Oceanogr.* 1977. V.22, No.2. P. 361-369.
213. Carrias J.-F., Amblard. C. & Bourdier G. Vertical and temporal heterogeneity of planktonic ciliated protozoa in a humic lake. *J. Plankton Res.* 1994, 16. P. 471-485.
214. Chatton E., Lwoff A. Techniques pour l'etude des Protozoaires, specialement de leurs structures superficielles (cinetome et argyrome) // *Bull. Soc. Fr. Microsc.* 1936. V. 5. P. 25-39.
215. Chiavelli, D.A., Mills, E.L., Threlkeld, S.T. Host preference, seasonality, and community interactions of zooplankton epibionts. // *Limnology and Oceanography*, 1993. V.38 (3), P. 574-583.
216. Cooke S.L., Hill W.R. Can filter-feeding Asian carp invade the Laurentian Great Lakes? A bioenergetic modelling exercise. // *Freshwater Biology*, 2010. V.55. P. 2138-2152.
217. Corliss J.O. *The Ciliated protozoa/ Characterization, Classification and Guide to the Literature*. 2<sup>nd</sup> Edition. Oxford, 1979. P.189-326.
218. Curds C.R. *British and other freshwater ciliated protozoa. Part I. Ciliophora: Kinetofragminophora. Keys and notes for the identification of the free-living genera.* Cambridge University, 1982. 387 p.
219. Curds C.R., Gates M.A., Roberts D.VcL. *British and other freshwater ciliated protozoa. Part II. Ciliophora: Oligohymenophora and Polyhymenophora. Keys and notes for the identification of the free-living genera.* Cambridge University Press, 1983. 473 p.
220. Dokulil M.T., Donabaum K., Pall K. Successful Restoration of a Shallow Lake: A Case Study Based on Bistable Theory /In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control* (A.A. Ansari et al. eds.). Springer, 2011. P. 285-294.
221. Dokulil M.T., Teubner K. Eutrophication and restoration of shallow lakes – the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia* 2003. V.506-509. P. 29-35.
222. Dovgal I.Y. Evolution, phylogeny and classification of Suctorea (Ciliophora) // *Protistology*. 2002. V. 2, No. 4. P. 194-270.
223. Dumont H.J. A population study of *Scapholeberis rammneri* Dumont & Pensaert. // *Hydrobiologia*. 1987. V.145. P. 275-284.
224. Dumont H.J. Groundwater Cladocera: A synopsis. // *Hydrobiologia*, 1987. V. 145. P. 169-173.

225. Dumont H.J. Genus *Simocephalus* Schoedler, 1858. Genus *Scapholeberis* Schoedler, 1858. In: Smirnov N.N., Timms B. V. 1983. A revision of the Australian Cladocera (Crustacea). // Records of the Australian Museum. Suppl. 1983b. 1: 97-106.
226. Dumont, H. J. Discovery of groundwater-inhabiting Chydoridae (Crustacea: Cladocera), with the description of two new species. // Hydrobiologia, 1983.106 (2): 97-106.
227. Ettl H. Chlorophyta. I. Phytomonadina // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd 9. Jena: Spectrum, 1983. 807 p.
228. Ettl H., Gartner G. Chlorophyta II. Tetrasporales, Chlorococcales, Gloedendras // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd 10. Jena: Spectrum, 1983. 436 p.
229. Ettl H., Zerloff G., Heynig H., Mollenhauer D. Dinophyceae (Dinoflagellida) // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd 6. Jena: Spectrum, 1990. 448 p.
230. Fetzner S., Conrad R. Effect of redox potential on methanogenesis by *Methanosarzzina barkeri* // Arch. Microbiol. 1993. V. 160. P. 108-113.
231. Foissner W. The Sphagnum Ponds of Simmelried in Germany: A Biodiversity Hot-spot for Microscopic Organisms // Protozoological Monographs. v. 3. Aachen: Shaker Verlag, 2006. 267 c.
232. Foissner W., Berger H., Schaumdurg J. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates // Informationsberichte des Bayern. Hf. 3/99. Munchen: Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1999. 793 p.
233. Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Bd.1: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichida, Colpodea // Informationsberichte des Bayern. Hf. 1/91. Munchen: Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1991. 478 p.
234. Glockner F.O., Fusch B.M., Amann R. Bacterioplankton Compositions of Lakes and Oceans: a First Comparison Based on Fluorescence In Situ Hybridization // Appl. Environ. Microbiol., 1999. V. 65, No. 8. P. 3721–3726
235. Gollasch S. Assessment of the introduction potential of aquatic alien species in new environments // Assessment and Control of Biological Invasion Risks. Kyoto: Shoukadoch Book Sellers and Gland, 2006. P. 88–91.
236. Hakanson L., Bulion V.V., Regularities in Primary Production, Secchi Depth and Fish Yield and a New System to Define Trophic and Humic State Indices for Lake Ecosystems. //Internat. Rev. Hydrobiol., 2001. V. 86, No. 1, P. 23–62.
237. Hellawell I. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London; New-York, 1986. 546 p.
238. Huber-Pestalozzi G. Das phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 7 Teil, 1 Häfte: Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung Chlorococcales // Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1983. 1044 p
239. Hustedt, F. 1937: Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra nach dem Material der Deutschen Limnologischen Sunda-Expedition. Teil 1. Systematischer Teil, Fortsetzung. // Archiv für Hydrobiologie Suppl. 1937 Bd 15. P. 187-295.
240. Hutchinson G.E. A Treatise on Limnology. V.1. Geography, Physics and Chemistry. London: Chapman & Hall, 1957. 1015 p.

241. Iwasaki I., Utsumi S., Hagino K., Ozawa T. A new spectrophotometric method for the determination of small amounts of chloride // *Bull. Chem. Soc. Jpn.*, 1956. V.29, No.8. P. 860-864.
242. James M.R., Burns C.W. & Forsyth D.J. Pelagic ciliated protozoa in two monomictic, southern temperate lakes of contrasting trophic state: seasonal distribution and abundance. // *J. Plankton Res.* 1995, 17. P. 1479-1500.
243. Jankowski A.W. Morphology and evolution Ciliophora 3. Diagnoses and phylogenesis of 53 sapropelebionts, mainly of the order Heterotrichida. // *Arch. für Protistenk.* 1964. Bd. 107. S. 185-294.
244. Jeffrey S.W., Humfrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c, and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton // *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 1975. V.167. P.191-194.
245. Jeppesen E., Nøges P., Thomas A. Davidson T.A., Haberman J., Nøges N., Blank K., Lauridsen T.L., Søndergaard M., Sayer C., Laugaste R., Johansson L.S., Bjerring R., Amsinck S.L. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD) // *Hydrobiologia* 2011. V.676, No.1. P. 279-297.
246. Jeppesen, E., Jensen J.P., Jensen C., Faafeng B., Hessen D.O., Søndergaard M, Lauridsen T, Brettum P., Christoffersen K. The Impact of Nutrient State and Lake Depth on Top-down Control in the Pelagic Zone of Lakes: A Study of 466 Lakes from the Temperate Zone to the Arctic // *Ecosystems*, 2003. No. 6, No.4. P. 313-325.
247. Jönsson, H., Stinzing, R.A., Vinnerås, B., Salomon, E.: Guidelines on the use of urine and faeces in crop production. EcoSanRes Publication Series Report 2. Sweden: Stockholm Environment Institute; 2004. 43 p.
248. Kahl A. Urtiere oder Protozoa. 1. Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) // *Die Tierwelt Deutschlands. Teil.* 18, 21, 25, 30. Jena, 1930-1935. S. 1-886.
249. Klapper H. Technologies for lake restoration / Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes: Science, Management, Education. *J. Limnol.*, 2003. V.62, Suppl. 1. P. 73-90.
250. Kolbe R. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser Diatomeen. *Pflanzenforschung*, 1927. V.7. P. 1-146.
251. Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprocariota. Teil 1. Chroococcales // *Susswasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 19/1. Jena; Stuttgart: Spektrum, 2000. 643 p.
252. Komarek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales // *Die Binnengewässer*. Bd 16.
253. Komarek J., Fott B. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales // *Die Binnengewässer Einzeldarstellungen aus der Limnologie*. Bd. 16/7. Stuttgart: E. Schweizerbartsche Verlag, 1973. 1044 pp.,
254. Krainer K.-H., Foissner W. Revision of the Genus *Askenasia* Blochmann, 1895, with Proposal of Two New Species and Description of *Rabdoaskensia minima* N.G., N.Sp. (Ciliophora, Cyclotrichida) // *J. Protozool.* 1990. V. 37, No. 5. P. 414-427.

255. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd. 02/3. Jena: Spektrum, 1991a. 576 p.
256. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd. 02/4. Jena: Spektrum, 1991b. 437 p.
257. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd. 02/1. Jena: Spektrum, 1986. 876 p.
258. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae // Susswasserflora von Mitteleuropa. Bd. 02/2. Jena: Spektrum, 1988. 596 p.
259. Lake M.D., Hicks B.J., Wells R.D.S., Dugdale T.M. Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. *Hydrobiologia*, 2002. V. 470. P. 13–22.
260. Lazareva V.I. Response of zooplankton communities to acidification in lakes of northern Russia // *Russian J. Of Aquat. Ecology*, 1995. №4 (1). C. 41–54.
261. Liboriussen L., Søndergaard M., Jeppesen E., Thorsgaard I., Grunfeld S., Jakobsen T.S., Hansen K. Effects of hypolimnetic oxygenation on water quality: results from five Danish lakes. *Hydrobiologia* 2009. V. 625 P.157–172.
262. Lorenzen C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments spectrophotometric equations // *Limnology and oceanography*. 1967. V. 12, No. 2. P. 343–346.
263. Lovley D.R. Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron // *Geomicrobiol. J.* 1987. V. 5, No. 3/4. P. 375–399.
264. Lovley, D.R., Phillips, E.J.P. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments // *Appl. Environ. Microbiol.* 1986. V. 51, No. 4. P. 683–689.
265. Lynn D. The ciliated protozoa: characterization, classification, and guide to the literature. Springer Science & Business Media, 2008. 605 p.
266. Matthes D., Scheubel J. *Episryllis galea* Ehrenberg, ein polymorphes Peritrich // *Arch. für Protistenk.* 1970. Bd. 112. S. 30–64.
267. McNaught D.C. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication // *Verh. Int. Ver. Theor. Und angew. Limnol.* 1975. V. 19. P. 724–731
268. Nilssen J.P., Ostdahl T., Potts W.T.W. Species replacements in acidified lakes: physiology, predation or competition? // *Rept. Inst. Freshwater. Res. Drottningholm.* 1984. V. 61. P. 148–153.
269. Nurminen L., Horppila J., Lappalainen J., Malinen T. Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 2003. V. 506–509. P. 511–518.
270. OECD. *Eutrophication of Water: Monitoring, Assessment and Control.* Paris, 1982. 150 p.
271. Padisak J., Reynolds C.S. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic // *Hydrobiol.* 2003. V.506–509. P.1–11.
272. Patalas K. Mid-summer mixing depths of lakes of different latitudes. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 1984. V.22. P.97–102.

273. Pokorný J., Kvet J. Aquatic Plants and Lake Ecosystems / The Lakes Handbook v.1. Limnology and Limnetic Ecology (eds: P.E. O'Sullivan, C.S. Reynolds). Blackwell Publ., 2004. P.309-340.
274. Popovský J., Pfiester L. Dinophyceae (Dinoflagellata) // Süsswasserflora von Mitteleuropa. Jena, 1990. 272 p.
275. Porter K.G., Feig Y.S. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. 1980. V. 25, No 5. P. 943-948.
276. Pratt J.R., Caerns J. Functional Groups in the Protozoa: Roles in Differing Ecosystems // J. Protozool. 1985. V. 32, No. 3. P. 415-423.
277. Reasoner D.J., Geldreich E.E. A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water // Aquat. Environ. Microbiol. 1985. V. 49, No. 1. P. 1-7
278. Regali-Selegim M.H., Godinho M.J.L. Peritrich epibiont protozoans in the zooplankton of a subtropical shallow aquatic ecosystem (Monjolinho Reservoir, Sao Carlos, Brazil) // J. Plankton Res., 2004. V. 26, No5. P. 501-508.
279. Ruttner-Kolisko A. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers // Arch. Hydrobiol. (Beih. Ergebn. Limnol.) 1977. Hf. 8. P. 71-76.
280. Schindler D.W. Change Caused by Acidification to the biodiversity: productivity and biogeochemical Cycles of lakes // Acidification of Freshwater Ecosystems: implication for the future. Chichester: Wiley and Sons. 1994. P. 153-164.
281. Schneider S. Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern. Habilitationsschrift. Technische Universität München, 2004. 200 p.
282. Schrenk H.-G., Bardele C.F. The fine Structure of *Saprodinium dentatum* Lauterborn, 1908 as a Representative of the Odontostomatida (Ciliophora) // J. Protozool. 1991. V. 38, No.3. P. 278-293.
283. Sharpley A.N., McDowell R.W., Peter J. A. Kleinman P.J.A. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. Plant and Soil 2001. V. 237. P. 287-307.
284. Sherman, K.; Schaner, E.G. *Paracineta* sp., an epizoid suctorian found on Gulf of Maine copepods. J. Protozoology. 1965. V. 12. P. 618-625
285. Siegfried C.A., Bloomfield J.A., Sutherland J.W. Planktonic rotifer community structure in Adirondack, New York, USA lakes in relation to acidity, trophic status and related water quality characteristics. Hydrobiologia, 1989. V. 175, No. 1. P. 33-48.
286. Siegfried C.A., Bloomfield J.A., Sutherland J.W. Acidity status and phytoplankton species richness, standing crop, and community composition in Adirondack, New York, U.S.A. lakes // Hydrobiologia. 1989a. V. 175. N 1. P. 13-32.
287. Sládeček V. Diatoms as indicators of organic pollution // Acta Hydrochim. Hydrobiol. 1986. V. 14, No. 5. P. 555-566.
288. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. (Beih. Ergebn. Limnol.) 1973. Bd. 7. P. 1-218.
289. Small E.B., Lynn D.H. Phylum Ciliophora Doflein, 1901 // An Illustrated guide to the Protozoa / Lee J.J., Hutner S.H., Bovee E.C., eds. Kansas: Allen Press, 1985. P. 373-575.

290. Small E.B., Lynn D.H. Phylum Ciliophora Doflein, 1901 // An Illustrated guide to the protozoa. 2<sup>nd</sup> edition / Lee J.J., Leedale G.F., Bradbury P. (eds.). Lawrence, Kansas: Allen Press, 2000. P. 371-675.
291. Smirnov N.N. Cladocera: the Chidoridae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. // Guides to the identification of microinvertebrata of the continental waters of the world. Bd. 11. – Antwerp; N.Y.: SPB Academic Pub., 1996. 204 p.
292. Solorzano L. Determination of ammonium in natural waters by the phenol-hypochlorite method // *Limnol. Oceanogr.* 1969. V. 14, No.5. P.799-801.
293. Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen J. P., Amsinck L. S. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes // *J. Appl. Ecol.* 2005. T. 42. №. 4. C. 616-629.
294. Spataru P., Gophen M. Feeding behaviour of silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* Val. and its impact on the food web in Lake Kinneret, Israel. *Hydrobiologia* 1985. V.120. P. 53-61.
295. Starmach K. Chryzophyceae und Haptophyceae // *Susswasserflora von Mitteleuropa*. Bd 1. Jena; Stuttgart: Spektrum, 1985. 515p.
296. Stenson J.A.E., Oscarson H.G. Crustacean zooplankton in the acidified lake Gardsjon system // *ecoll. Bull. (Stockholm)*. 1985. V. 37. P. 224-231.
297. Threlkeld S.T., Chiavelli D.A. and R.L. Willey The Organization of Zooplankton epibiont communities // *TREE*, 1993. vol. 8, no. 9. P. 317-321.
298. Threlkeld S.T., Willey R.L. Colonization, interaction, and organization of cladoceran epibiont communities // *Limnol. Oceanogr.*, 1993. V. 38(3). P. 584-591
299. Utz L.R.P. Identification, life history, and ecology of peritrich ciliates as epibionts on calanoid copepods in the Chesapeake Bay. Dissertation ... for the PhD degree. 2003
300. Walczak M., Swiontek-Brzezinska M. Phylogenetic diversity and abundance of bacteria from microlayer and subsurface water in eutrophic lake // *Pol. J. Ecol.*, 2010. V. 58, No 1. P. 177–186
301. Warren A.A. Revision of the genus *Vorticella* (Ciliophora: Peritrichida) // *Bull. Brit. Mus. Nat. Hist. (Zool.)*. 1986. V. 50, No. 1. P. 1-57.
302. Wetzel R.G. *Limnology*. W.B.Saunders Co, Philadelphia. London–Toronto, 1975. 743 p.
303. Wolgast, M. Rena vatten. Om tankar i kretslopp. *Crenom HB*, Uppsala. 1993 (цит. по: Jönsson et al., 2004).
304. Xu, Z. The infection of *Moina macrocopa* by a colonial peritrich *Epistylis daphniae*, and its effects on the host. // *Freshwater Biology*, 1993. V. 30. P. 181-186.



**ЗАРОСЛИ МАКРОФИТОВ ОЗ. КАНДРЫ-КУЛЬ В 2010 г.**



*Ranunculus circinatus* и  
*Hippuris vulgaris*  
на юго-  
западном  
берегу



*Hippuris vulgaris* и  
*Ranunculus circinatus*  
на юго-  
западном  
берегу



*Phragmites australis* и  
*Typha angustifolia*  
на восточ-  
ном берегу

## Оценка биогенной нагрузки на водосборную территорию и экосистему оз. Кандры-Куль

Биогенные элементы (фосфор, азот и железо) входят в состав нуклеиновых кислот, белков, липидов и низкомолекулярных соединений, необходимых для функционирования живых организмов, и являются важнейшим фактором, определяющим продуктивность экосистем.

Фосфор – важнейший биогенный элемент в водных экосистемах, и его миграция в водные объекты оказывает существенное влияние на продуктивность экосистем. В глобальном плане, фосфор переносится с материков в океан и возвращается в наземные экосистемы, в основном, в результате глобальных геологических процессов. Схема глобальных потоков фосфора достаточно проста (рис. 1). Однако при детальном рассмотрении любого участка территории необходимо учитывать не глобальные, а локальные потоки фосфора, и схема переноса фосфора (и любого другого биогенного элемента) в пределах водосбора озера значительно усложняется (рис.2).

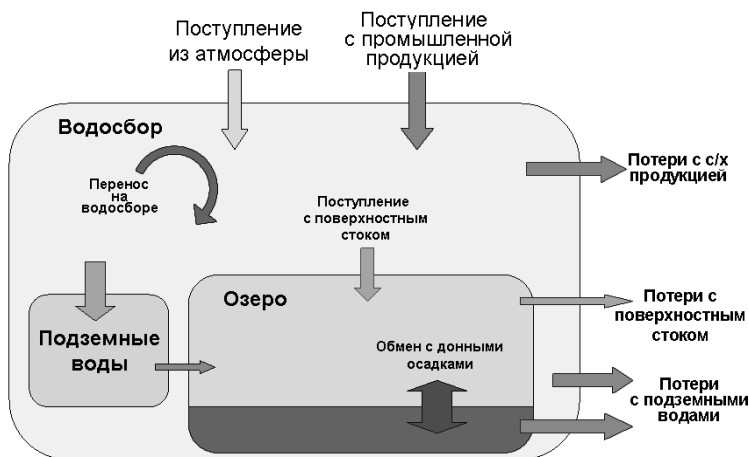
Масштаб поступления биогенных элементов на водосборную территорию и потерь с нее, обозначенные на рис. 2, можно оценить, пользуясь метеорологической информацией, статистическими данными и компонентами водного баланса озера. Однако оценка масштаба переноса фосфора в пределах водосбора, в т.ч. его поступление в озеро, легко осуществима только для т.н. точечных источников поступления – притоков и организованных коммунальных стоков. Поскольку озеро Кандры-Куль не имеет притоков, на территории его водосбора отсутствуют промышленные предприятия и централизованные очистные сооружения, основное поступление фосфора происходит из диффузных (а не точечных) источников, учесть влияние которых очень сложно.



Рис. 1. Схема глобальных потоков фосфора в биосфере (по: Bennett et al., 2001).

Можно выделить следующие источники биогенной нагрузки непосредственно на озеро:

- из атмосферы: поступление на зеркало с атмосферными осадками и пылью;
- с водосборной территории:
  - жидкий сток с верховодкой и поверхностными водами с естественных ландшафтов
  - поступление с подземными водами
  - твердый сток (эрозия);
- от животноводства (из-за ускорения миграции на водосборе):
  - крупный рогатый скот
  - свиньи
  - овцы
  - домашняя птица (куры, утки, гуси);
- от растениеводства:
  - увеличение твердого и жидкого стока (ускорение миграции на водосборе)
  - минеральные удобрения и органические удобрения с водосборной территории;
- от постоянно проживающего населения:
  - фекальные стоки
  - бытовые стоки (стиральные порошки, бытовая химия и т.д.);
- от временных посетителей (рекреация):
  - фекальные стоки.



**Рис. 2.** Схема потоков фосфора на водосборе озера.

Потери фосфора в озере Кандры-Куль, в свою очередь, происходят только путем поверхностного и подземного стока. Кроме того, снижение концентрации раство-

ренного фосфора обусловлены его аккумуляцией в донных осадках и накоплением в биомассе планктонных организмов, макрофитов, донных беспозвоночных и рыб, а также в донных осадках. При этом, однако, он остается в экосистеме озера и служит потенциальным источником внутренней биогенной нагрузки.

В потерю азота, в отличие от фосфора, значительный вклад вносят процессы денитрификации. Вместе с тем, пул минерального и органического фосфора в озере, в определенной степени, может пополняться за счет процессов бактериальной азот-фиксации.

Согласно данным Федеральной службы государственной статистики, в населенных пунктах Кандры-Куль, Кандры-Тюкеево и Кандры-Кутуй в 2007-2010 гг. проживало соответственно 519-547, 118-135 и 651-713 чел.; в среднем за период, общая численность постоянного населения составляла 1344 чел. В их собственности находилось 748 голов крупного рогатого скота, 436 голов свиней и овец и 3702 голов птицы.

При расчете количества биогенов, поступающих с навозом сельскохозяйственных животных, для крупного рогатого скота, свиней и птицы были использованы данные РТП РФ 17-99<sup>х</sup> (2001): для крупного рогатого скота и свиней было выбрано суточное количество навоза и его влажность, указываемое для животных на откорме старше 12 мес.; для птицы – среднее между количествами и влажностью помета для взрослых кур, уток и гусей. Для овечьего навоза были приняты величины из статьи В.Николайчева и др. (2011), согласно которым за 210 дней стойлового периода одна овца дает 600 кг навоза. Результаты расчета показаны в табл. 1.

Всего имеющиеся сельскохозяйственные животные выделяют с навозом 55,7 т. азота, 16 т. фосфора и 41,1 т. калия. Наибольшую нагрузку создает крупный рогатый скот, вклад которого составляет 82,8% всего азота, 78,7% фосфора и около 90% калия. Следует, однако, учесть, что в летний период навоз крупного рогатого скота в основном не поступает в прибрежную зону, а остается на пастбищах, удаленных от нее. С учетом продолжительности зимнего стойлового содержания, 220 сут в течение года, общее количество биогенных элементов, остающихся с навозом и пометом птицы на территории населенных пунктов составляет 36,3, 10,4 и 25,6 т. азота, фосфора и калия, соответственно.

Разные авторы сообщают о нескольких отличающихся количествах биогенных элементов в выделениях человека (табл. 2-3), но эти величины достаточно близки. Далее мы будем использовать данные (Wolfgang, 1993).

Суммарно, постоянное население производит в год 7,66 т общего азота и 0,81 т. фосфора; вклад отдыхающих зависит от их количества и среднего времени, проводимого на территории Парка. По данным Государственных докладов... (2008-2017), средняя численность отдыхающих составляет около 100 тыс. человек, изменяясь в разные годы от 50 до 220 тыс. человек (см. выше). Считая, что средний отдыхающий проводит на территории парка два выходных дня, то среднегодовое единовременное количество отдыхающих (т.е. среднегодовая рекреационная нагрузка) при максимальном числе отдыхающих составляет  $200000 \cdot 2 / 365 = 1096$  чел., и почти равна численности постоянно проживающего населения. Однако практически весь поток отдыхающих приходится на летний сезон. В это время количество одновремен-

но отдыхающих можно оценить в 4350 человек, что более чем втрое превышает численность постоянного населения. Следовательно, можно сделать вывод, что при среднем уровне посещаемости Природного парка биогенная рекреационная нагрузка на водосборную территорию озера более чем вдвое ниже, чем нагрузка от постоянного населения. Однако, при максимальном числе отдыхающих (как в 2010-11 гг.) эти величины почти одинаковы (табл. 4).

**Таблица 1.** Расчет количества биогенных элементов, содержащихся в навозе сельскохозяйственных животных

	<i>Крупный рогатый скот</i>	<i>Овцы</i>	<i>Сви- ньи</i>	<i>Птица</i>
Общее поголовье	748	411	25	3706
Характеристики навоза/помета				
Среднее количество, кг/сут	35	2,86	6,5	0,3
Влажность, %	84,9	66,7	87,5	75
Общий азот, % сух. веса	3,2	2,04	5	6,2
Фосфор (как P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ), % сух. веса	2	2,88	2,1	3,5
Калий (как K <sub>2</sub> O), % сух. веса	3,1	1,74	2,5	2,1
Выход от одной головы, г/сут				
Азот	61,7	7,1	14,8	1,7
Фосфор (как элемент)	16,8	4,4	2,7	0,4
Калий (как элемент)	49,6	5,0	6,2	0,5
Выход от всего поголовья, т/год				
Азот	46,2	2,9	0,4	6,3
Фосфор	12,6	1,8	0,1	1,6
Калий	37,1	2,1	0,2	1,8

**Таблица 2.** Общее количество биогенных элементов и калия, выделяемое человеком с мочой и фекалиями.

<i>Элемент</i>	<i>По Jönsson et al., 2004</i>				<i>По Wolgast, 1993</i>	
	<i>С мочой, кг/год</i>	<i>С фекалиями, кг/год</i>	<i>Всего, кг/год</i>	<i>Всего, г/сут.</i>	<i>Всего, кг/год</i>	<i>Всего, г/сут.</i>
N	4	0,55	4,55	12,5	5,7	15,61
P	0,37	0,18	0,55	1,5	0,6	1,64
K	1	0,36	1,36	3,72	1,2	3,28

**Таблица 3.** Содержание общего азота, фосфора и калия в суточном объеме мочи (по Altman, Dittmer, 1974).

<i>Биогенный элемент</i>	<i>Выделяемое количество, за сутки</i>	
	<i>мг/кг веса</i>	<i>г/чел. (при массе 70 кг)</i>
N <sub>общ.</sub>	215,00	15,05
P <sub>общ.</sub>	12,00	0,84
K <sub>общ.</sub>	34,00	2,38

При расчете биогенной нагрузки от постоянного населения, необходимо дополнительно учитывать источники загрязнения бытового характера: бытовой мусор, стирку, применение химических бытовых средств и т.д. Согласно Обзору российского рынка СМС (2013), среднее потребление стиральных порошков на душу населения составляет в России около 4 кг/год, при этом моющие средства могут содержать до 30% фосфорных солей – тринатрийфосфатов и полифосфатов (Экологически безопасные..., 2012). По данным из газеты "Промышленные ведомости", среднее содержание фосфатов (в пересчете на фосфор) в стиральных порошках, продаваемых на российском рынке, составляет 4,5-6,5% (Преступная индουλгенция..., 2011).

**Таблица 4.** Оценка поступления биогенных элементов в прибрежную зону оз. Кандры-Куль с фекальными стоками от постоянного населения и отдыхающих (при среднем времени посещения 2 сут).

<i>Элемент</i>	<i>кг/год·чел</i>	<i>г/сут.·чел</i>	<i>От постоянного населения, т/год</i>	<i>От отдыхающих:</i>	
				<i>100 тыс. чел/сезон</i>	<i>200 тыс. чел/сезон</i>
N	5,7	15,61	7,66	3,12	6,24
P	0,6	1,64	0,81	0,33	0,66
K	1,2	3,28	1,61	0,66	1,31

Основываясь на этих, безусловно не вполне надежных данных, количество фосфора, попадающего в окружающую среду озера только в результате стирки, оценивается в 0,180-0,260 кг/чел в год, что при численности населения 1344 чел. дает дополнительно 0,25-0,35 т/год, т.е. 30-45% от объема его выделения постоянным населением в процессе жизнедеятельности. Следует особо отметить, что фосфор в стиральных порошках присутствует в основном в виде полифосфатов, которые, в отличие от ортофосфатов, не образуют нерастворимых соединений с магнием и кальцием и легко мигрируют в почвенных растворах.

Общий объем притока воды с водосбора, по нашим расчетам, составляет около 6,8 млн. м<sup>3</sup>/год (см. Гл. 2. "Гидрологическая характеристика"). Можно полагать, что около 30% этого количества приходится на подземный сток, как и на прилегающей территории, в бассейнах рек Сок и Узень (Абдрахманов, 2005), а в его объеме, в

свою очередь, преобладает верховодка, состав которой соответствует составу почвенных вод.

Согласно данным Кондратьева и др. (2010), концентрации общего фосфора и общего азота в почвенных водах (мг/л) составляют, в зависимости от типа подстилающей поверхности:

	Лес	Болото	Пахотные земли	Урбанизованная территория	Смешанная
$P_{\text{общ}}$	0,05	0,06	0,08	0,2	0,12
$N_{\text{общ}}$	0,7	0,7	3,1	2,3	1,4

По картографическим данным, около 6 км из 17, 8 км всей береговой линии озера занимают сельские поселения, около 2,8 км – зона рекреации на южном и юго-восточном берегу, 5,5 км – леса, 1,5 км – заболоченный участок на восточном берегу, а остальные 2 км (в основном, в районе примыкания автодороги на северном берегу) можно отнести к смешанному типу. Основываясь на этих данных, можно оценить средневзвешенную концентрацию элементов в почвенных водах, примы-

$$C = \sum_i c_i l_i / L$$

кающих к береговой линии, по формуле  $C = \sum_i c_i l_i / L$ , где  $C$  – средняя концентрация элемента,  $L$  – общая длина береговой линии,  $l_i$  и  $c_i$  – соответственно, протяженность  $i$ -го типа подстилающей поверхности и концентрация элемента в почвенных водах данного типа. Такие оценки дают величины в 0,092 г/м<sup>3</sup> фосфора и 1,84 г/м<sup>3</sup> азота. Общее поступление биогенов со всем объемом подземных вод, равным 0,3·6,8=2,04 млн. м<sup>3</sup> составит, в соответствии с этим, 0,19 т Р и 3,75 т N. Полученная величина фосфорной нагрузки, видимо, завышена, а азотной – занижена, т.к. определенная часть подземного притока в озеро происходит из глубоко залегающих источников, содержание фосфора в которых ниже, а минерального азота – выше, чем в почвенных растворах. Так, по нашим определениям, содержание  $P_{\text{общ}}$  в одном из родников на южном склоне озера составило 0,045 мг/л, а минерального азота – 2,5 мг/л.

Содержание биогенных элементов в атмосферных осадках варьирует в широких пределах. Так, по данным исследований Института озероведения РАН, атмосферная составляющая годовой биогенной нагрузки варьирует от 2 кг  $P_{\text{общ}}/\text{км}^2$  и 465 кг  $N_{\text{общ}}/\text{км}^2$  для Ладожского озера до 9 кг  $P_{\text{общ}}/\text{км}^2$  и 820 кг  $N_{\text{общ}}/\text{км}^2$  для Невской губы (Кондратьев и др., 2010). По данным В.Д. Богданова и др. (2007), содержание общего фосфора и общего азота в снегу на акватории оз. Песчаное (Свердловская обл.) составляет от 0,030 до 0,118 г/м<sup>3</sup> и от 0,58 до 1,56 г/м<sup>3</sup>, соответственно. Рассчитанная на основе средних содержаний фосфора и азота (0,061 и 0,9 г/м<sup>3</sup>) и среднегодового количества осадков (540 мм), годовая нагрузка из атмосферных источников в окрестностях г. Екатеринбурга может составлять 32,9 кг  $P_{\text{общ}}/\text{км}^2$  и 486 кг  $N_{\text{общ}}/\text{км}^2$ . Поскольку для района оз. Кандры-Куль величины атмосферной нагрузки для фосфора неизвестны, а нагрузка по азоту на территории Башкортостана варьирует в широких пределах, от 0,1-5,8, реже до 10 мг/л (Абдрахманов, 2005), мы приняли за основу данные о среднем содержании азота и фосфора в атмосферных осадках на

оз. Песчаное, а по калию (1,35 мг/л) – среднее из минимальной и максимальной концентрации в респ. Башкортостан – 0,4-2,3 мг/л (Абдрахманов, 2005). Рассчитанное нами по этим данным годовое поступление на зеркало озера Кандры-Куль азота составляет 7,58 т, а фосфора – 0,51 т, что значительно превышает поступление с подземными водами. Годовое поступление калия оценивается в 11,37 т.

Для расчета поступления биогенных элементов в озеро с поверхностным стоком примем, что осадки зимнего периода составляют 20% или, при принятом нами общем объеме осадков 450 мм и площади водосбора  $53,9 \text{ км}^2 - 0,2 \cdot 0,45 \cdot 53,9 = 4,85 \text{ млн. м}^3$ . При коэффициенте стока талых вод, равном 0,6, в составе талых вод в озеро стекают  $0,6 \cdot 4,85 = 2,91 \text{ млн. м}^3$  воды. В теплый период на водосбор поступает 19,4 млн.  $\text{м}^3$ , однако коэффициент стока с залуженных склонов снижается до 0,1, и в беснежный период с поверхностным стоком в озеро попадает только 1,94 млн.  $\text{м}^3$ , а суммарный поверхностный сток за весь год составляет 4,85 млн.  $\text{м}^3$ . Если бы концентрации биогенных элементов в поверхностном стоке были равны их содержанию в атмосферных осадках, то их поступление с общим годовым объемом поверхностного стока составило бы, соответственно, 4,37, 0,30 и 6,55 т азота, фосфора и калия.

Однако химический состав вод поверхностного стока по мере их стекания в водоем меняется; в частности, они обогащаются легкоподвижными растворенными веществами (калием, натрием, хлоридами, аммонийным и нитратным азотом) из почв и органических остатков на поверхности почвы (в т.ч. из навоза и фекальных остатков) и взвешенным веществом. Так, по данным Sharpley et al. (2001) потери фосфора с поверхностным стоком даже с неудобряемых почв составляют 0,1-0,41 кг/га в год. Приняв за основу среднее из этих величин, можно оценить общее количество поступления фосфора со всей территории водосбора озера, 5390 га, в 1,10 т. Потери с удобряемых почв переменны и зависят от типа почв и растительности и метода внесения удобрений. При удобрении навозом и пометом домашней птицы дополнительные потери фосфора в год их внесения могут составлять от 2,4% до 17,1% (в среднем - 7,9%) от внесенного фосфора (Sharpley et al., 2001). Таким образом, если весь навоз сельскохозяйственных животных используется как удобрение на территории водосбора, дополнительное поступление фосфора из этого источника составляет, как минимум, еще  $10,4 \cdot 0,024 = 0,25 \text{ т}$ , а вероятнее – втрое больше,  $10,4 \cdot 0,079 = 0,82 \text{ т}$ .

Рассчитанные нами величины годового поступления биогенных элементов в прибрежную полосу и водную массу озера Кандры-Куль суммированы в табл. 5. Как видно из приведенных в ней величин, преобладающая часть биогенной нагрузки как на прибрежную полосу озера, так и на его водную массу, происходит из сельскохозяйственных источников.

Даже если бы 50% фекальных и бытовых стоков от постоянного населения и отдыхающих в тот же год поступали в водную массу, они давали бы меньший вклад в фосфорную нагрузку, чем поступление с поверхностным стоком.

Существенным фактором, оказывающим влияние на содержание биогенных элементов в водной толще озер, является т.н. внутренняя биогенная нагрузка, включающая в себя поступление биогенов из внутриводоемных резервуаров: донных



осадков и биомассы макроскопических организмов. Роль внутренней нагрузки возрастает при снижении проточности, и в озере Кандры-Куль, имеющем время водообмена 15-17 лет, очевидно, должна быть значительной. Основными источниками внутренней фосфорной нагрузки в озере являются богатые фосфором грунты и биомасса водных высших растений.

**Таблица 5.** Годовое поступление биогенных элементов в прибрежную полосу и в озеро Кандры-куль из разных источников

<i>Источник</i>	<i>Поступление, т/год</i>		
	<i>N</i>	<i>P</i>	<i>K</i>
В прибрежную полосу			
От сельскохозяйственных животных	36,3	10,4	25,6
От постоянного населения:			
с фекальными стоками	7,66	0,81	1,61
с бытовыми стоками	Нет данных	0,25-0,35	Нет данных
От посетителей парка (с фекальными стоками)	6,24	0,66	1,31
В водную массу озера			
С подземными водами	3,75	0,19	Нет данных
С поверхностным стоком	Минимум*	4,37	0,30
	Без удобрения	–	1,1
	При удобрении навозом	–	1,92
Из атмосферы	7,58	0,51	11,37

\* Только из атмосферных источников, без учета выноса веществ с поверхности почв.

Расчеты (см. главу "Гидрологическая характеристика") показывают, что средний уклон дна до глубины 15 м, т.е. на 81,4 % общей площади озера, составляет 6,4 м/км или 0,3-0,5<sup>о</sup>, а ниже - снижается до величин менее 0,5 м/км. При таких небольших уклонах можно считать, что площадь дна равна площади зеркала озера. Согласно В.П.Корпачеву и др. (2010), плотность донных отложений илистых отложений равна 700 - 900 кг/м<sup>3</sup>, песчанистого ила и илистого песка – 1900 - 1300 кг/м<sup>3</sup>. Поскольку преобладающим типом отложений в озере являются серые песчанистые илы, мы приняли для плотности величину  $\rho=1500$  кг/м<sup>3</sup>. Содержание общего фосфора в сухих грунтах составляет 260±22 мг/кг, а объемное содержание фосфора в донных осадках, рассчитанное с учетом их влажности и плотности – 58,1±9,8 г/м<sup>3</sup>. С учетом этого, поскольку общий объем верхнего 5 см слоя составляет 15,6 млн. м<sup>2</sup> · 0,05 м = 0,78 млн. м<sup>3</sup>, общее содержание фосфора в этом слое равно 45,9±7,75 т.

Мы не располагаем аналогичными данными по содержанию в грунтах общего азота и калия, поэтому оценка их запасов невозможна.

Согласно (Власов, Гигевич, 2002), гидрофиты накапливают в среднем 50 г азота, 3 г фосфора, 45 г калия из расчета на 1 кг сухого вещества (1г/кг = 1 кг/т). Таким

образом, при общем количестве макрофитов в озере – 477,6 т. (по данным природного парка) содержание азота в них составляет  $50 \cdot 477,6 = 23880$  кг или 23,9 т, фосфора –  $3 \cdot 477,6$  кг или 1,43 т и калия –  $45 \cdot 477,6$  кг или 21,5 т.

Следует заметить следующий принципиальный момент: водные макрофиты в озерах в процессе роста потребляют биогенные элементы из водной толщи, тем самым снижая их концентрации в воде. При отмирании лишь небольшая часть их биомассы поставляет биогенные элементы непосредственно в водную толщу; основная часть аккумулируется в донных осадках, где происходит их основное разложение (Власов, Гигевич, 2002). Поэтому мы считаем, что развитие макрофитов не может рассматриваться как источник загрязнения для озера Кандры-Куль, а напротив, является одним из важным фактором самоочищения воды.

Безвозвратные потери биогенных элементов из экосистемы озера можно оценить, исходя из показателей его водного баланса. Согласно нашим расчетам, в озеро поступает ежегодно в среднем 13,83 млн. м<sup>3</sup> воды. Из них 8,74 млн. м<sup>3</sup> испаряется с водного зеркала, еще 1,95 млн. м<sup>3</sup> составляет водозабор. Невязка – 3,13 млн. м<sup>3</sup> – представляет собой сумму потерь на поверхностный и подземный сток, а также на изменения объема озера. Предполагая, что уровень озера в настоящее время остается постоянным, можно рассчитать, что при среднем содержании в воде 0,289 г/м<sup>3</sup> неорганического азота и 0,0345 г/м<sup>3</sup> общего фосфора водная масса озера ежегодно теряет с жидким стоком  $0,289 \cdot 3,13 = 0,905$  млн. г (т.е. тонн) неорганического азота и  $0,0345 \cdot 3,13 = 0,108$  т общего фосфора. Суммарно элементы биогенного баланса и объем резервуаров биогенных элементов показаны в табл. 6.

**Таблица 6.** Элементы годового баланса биогенных элементов в прибрежной зоне и на акватории озера Кандры-куль

№ п/п	Источник/резервуар		Поступление, т/год (запас, т)	
			N	P
<b>Внешняя нагрузка</b>				
1	Антропогенное поступление в прибрежную полосу		>50,2	12,17
2	В водную массу озера	Без учета антропогенной нагрузки	15,7	1,8
		С учетом антропогенной нагрузки	>15,7	До 3,42
<b>Источники внутренней нагрузки</b>				
3	Верхний 5 см-слой донных осадков		Нет данных	(45,9)
4	Биомасса макрофитов		(23,9)	(1,23)
<b>Потери</b>				
5	С жидким стоком		>0,905	0,108

Наиболее существенной чертой биогенного баланса озера является значительное превышение поступления биогенов в водную массу озера над их потерями. Избыток биогенов:

- поглощается высшей водной растительностью и гидробионтами;
- аккумулируется донными осадками;
- теряется в атмосферу (азот) в результате денитрификации;
- приводит к увеличению концентрации растворенных соединений в водной толще.

Хотя поступление биогенных элементов в прибрежную полосу и не означает автоматически их поступление в озеро, остальная их часть аккумулируется в почвах и проникает в грунтовые воды, увеличивая тем самым биогенную нагрузку из подземных вод. Как показывает моделирование, рано или поздно концентрация биогенов в почвах стабилизируется на уровне, при котором их поступление и сток становятся равными. Т.о., в потенциале при сохранении существующей антропогенной нагрузки и, тем более при ее увеличении, вся масса азота и фосфора, указанная в п.1 табл. 6, будет поступать в озеро, увеличив тем самым их общее поступление в озеро в 5-10 раз. Единственный способ предотвращения этого – удаление навоза и фекальных загрязнений с прибрежной территории за границы водосбора и/или на отдаленные участки водосборной территории.

Список видов фитопланктона оз. Кандры-Куль и их распределение по различным биотопам

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
Отдел <b>CYANOPHYTA</b>			
Класс <b>CHROOCOCCEAE</b>			
Порядок <b>CHROOCOCCALES</b>			
Семейство <b>SYNECHOCOCCACEAE</b>			
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West	+		
<i>A. microscopica</i> Näg.	+	+	+
<i>Dactylococcopsis mucicola</i> Hust.		+	
<i>Cyanothece aeruginosa</i> (Näg.) Komárek		+	+
Семейство <b>MERISMOPEDIAEAE</b>			
<i>Aphanocapsa grevilliei</i> (Berkeley) Rabenh.		+	+
<i>A. incerta</i> (Lemm.) Croberg et Krámer		+	+
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen		+	+
<i>M. tenuissima</i> Lemm.		+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend Elenk.	+	+	+
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	+	+	+
<i>M. wesenbergii</i> Komárek			+
<i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Komarék et Hindák	+		+
<i>Woronichiniana compacta</i> (Lemm.) Komarék et Hindák		+	+
<i>W. naegelianae</i> (Ung.) Elenk.	+		+
Семейство <b>CHROOCOCCACEAE</b>			
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Näg.	+		+
<i>C. turgida</i> (Kütz.) Näg.	+	+	+
<i>Gloeocapsa alpina</i> Näg. emend. Brand var. <i>alpina</i>		+	+
<i>G. alpina</i> var. <i>longicola</i> (Rabenh.) Hollerb.			+
<i>Gloeocapsopsis magma</i> (Bréb.) Komarék et Anagnostidis	+	+	+
Класс <b>HORMOGONIOPHYCEAE</b>			
Порядок <b>OSCILLATORIALES</b>			
Семейство <b>BORZIACEAE</b>			
<i>Borzia trilocularis</i> Cohn		+	+
Семейство <b>PSEUDOANABAENACEAE</b>			
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Ag. ex Gom.) Anag.			+
<i>Jaaginema gemincensis</i> (Menegh. ex Gom.) Anagn. et Kom.		+	+
<i>Leptolyngbya foveolarum</i> (Rab. ex Gom.) Anag. et Kom.	+	+	+
<i>Limnотrix planctonica</i> (Wolosz.) Meff.	+	+	+
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. et Gronb.	+	+	+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>Pseudoanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.	+	+	+
<i>Pseudoanabaena mucicola</i> (Hub.) Anag. et Komárek	+	+	+
Семейство PHORMIDIACEAE			
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis et Komárek		+	
<i>P. formosum</i> (Bory ex Gomont) Anagnostidis et Komárek			+
<i>P. granulatum</i> (Gardner) Anagnostidis		+	
<i>P. molle</i> (Kütz.) Gom.		+	+
<i>Planktothrix agardii</i> Gomont		+	
<i>Spirulina abbreviata</i> Lemm.		+	+
<i>S. laxissima</i> G. S. West		+	
<i>Trichodesmium lacusre</i> Klebahn		+	+
Семейство OSCILLATORIACEAE			
<i>Oscillatoria limosa</i> Ag. ex. Gom..	+	+	
<i>O. nitida</i> Schkorb.			+
<i>O. ornata</i> Kütz. ex Gom			+
<i>O. tenuis</i> Ag.	+	+	+
<i>Oscillatoria</i> sp.		+	
Семейство RIVULAIACEAE			
<i>Calothrix elenkinii</i> Kossinsk.		+	
Порядок NOSTOCALES			
Семейство NOSTOCACEAE		+	+
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.			
<i>A. constrictum</i> (Szaf.) Geitl.		+	+
<i>A. crassa</i> (Lemm.) Kom.-Legn. et Cronb.			+
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.	+		+
<i>A. minima</i> Tschernov		+	
<i>A. pseudovariabilis</i> Woronichin		+	
<i>A. scheremetievi</i> Elenk.	+	+	+
<i>A. solitaria</i> Kleb.		+	
<i>A. sphaerica</i> Born. et Flah.			+
<i>A. spiroides</i> Kleb.	+		
<i>A. variabilis</i> Kütz.	+	+	+
Семейство APHANIZOMENONACEAE			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.		+	+
<i>A. gracile</i> Lemm.	+		
<i>A. issachenkovi</i> (Ussatsch) Pr.-Lavr.	+		
Семейство NODULARIACEAE			
<i>Nodularia harveyana</i> (Thwait) Thur.		+	
<b>Отдел CHRYSOPHYTA</b>			
Класс CHRYSOPHYCEAE			
Порядок CHROMULINADALES			
Семейство CHRYSOCOCCACEAE			
<i>Kephyrion bacilliforme</i> Corn.	+		
<i>K. rubri-claustrii</i> Conrad	+		

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>K. spirale</i> (Lackey) Conrad		+	
<i>M. tonsurata</i> Teiling var. <i>tonsurata</i>		+	
<i>M. tonsurata</i> var. <i>alpina</i> (Pasch. et Ruttn.) Krieg.	+		
<b>Отдел BACILLARIOPHYTA</b> Класс CENTROPHYCEAE Порядок THALASSIOSIRALES Семейство THALASSIOSIRACEA			
<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cleve-Euler) Bethge	+	+	
Семейство STEPHANODISCACEAE			
<i>Cyclotella atomus</i> Hüst.		+	
<i>Cyclotella meneghengiana</i> Kütz.	+	+	+
<i>C. pseudostelligera</i> Hust.	+	+	
<i>C. stelligera</i> Cl. et Grun.	+	+	
<i>C. radiosa</i> (Grun.) Lemm.	+	+	
<i>Stephanodiscus binderanus</i> (Kütz.) Kreig.		+	+
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	+	+	+
<i>S. makarovii</i> Genkal	+	+	+
Порядок MELOSIRALES Семейство MELOSIRACEAE			
<i>Melosira varians</i> Ag.	+		
Семейство AULACOSIRACEAE			
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.	+	+	
<i>A. granulata</i> (Ehr.) Sim.	+	+	+
<i>A. subarctica</i> (O. Müll.) Haworth	+	+	
Класс PENNATOPHYCEAE Порядок ARAPHALES Семейство FRAGILARIACEAE			
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	+	+	
<i>Fragilaria bicapitata</i> Mayer		+	
<i>F. capucina</i> Desmaz.	+	+	
<i>F. construens</i> (Ehr.) Grun.		+	+
<i>F. crotonensis</i> Kitton	+	+	+
<i>F. inflata</i> (Heid.) Hust.		+	
<i>F. leptostauron</i> (Ehr.) Hust.	+		
<i>F. virescens</i> Ralfs	+	+	
<i>Synedra acus</i> Kütz. var. <i>acus</i>	+	+	+
<i>S. acus</i> var. <i>radians</i> (Kütz.) Hust.	+	+	+
<i>S. amphycephala</i> Kütz.		+	+
<i>S. minuscula</i> Grun.		+	
<i>S. rumpens</i> Kütz.	+	+	+
<i>S. tabulata</i> (Ag.) Kütz.	+	+	+
<i>S. tenera</i> W. Sm.		+	
<i>S. vaucheriae</i> Kütz.		+	
Семейство DIATOMACEAE			
<i>Diatoma tenuis</i> Ag.	+	+	+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
Семейство TABELLARIACEAE <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.			+
Порядок RAPHALES Семейство NAVICULACEAE <i>Navicula bacillum</i> Ehr.			+
<i>N. capitata</i> Ehr.		+	+
<i>N. a cryphocephala</i> Kütz.	+	+	+
<i>N. dicephala</i> Ehr. W. Sm.			+
<i>N. exiguae</i> (Greg.) Ralfs	+	+	
<i>N. hungarica</i> Grun.		+	
<i>N. placentula</i> (Ehr.) Grun. var. <i>minuta</i> Boye P.			+
<i>N. radiosa</i> Kütz.		+	+
<i>N. rhynchocephala</i> Kütz.	+	+	+
<i>N. veneta</i> Kütz.	+	+	+
<i>Neidium dubeum</i> (Ehr.) Cl.			+
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.	+	+	+
<i>P. gibba</i> Ehr.		+	+
Семейство ACHNANTHACEAE <i>Achnanthes borealis</i> A. Cl.	+		
<i>A. lanceolata</i> (Bréb.) Grun.		+	+
<i>A. microcephala</i> (Kütz.) Grun.		+	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	+	+	+
Семейство EUNOTIACEAE <i>Eunotia praerupta</i> Ehr.		+	+
Семейство CYMBELLACEAE <i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	+	+	
<i>A. veneta</i> Kütz.	+	+	+
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleich.		+	+
Семейство GOMPHONEMACEAE <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>acuminatum</i>	+		
<i>G. acuminatum</i> var. <i>coronatum</i> (Ehr.) W. Sm.			+
<i>G. constrictum</i> Ehr.			+
<i>G. olivaceum</i> (Horn.) Bréb.	+	+	+
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	+	+	+
Семейство EPITHEMIACEAE <i>Epithemia sorex</i> Kütz.			+
Семейство EPITHEMIACEAE <i>Epitemia argus</i> (Ehr.) Kütz.		+	+
<i>E. turgida</i> (Ehr.) Kütz.		+	
<i>E. zebra</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>porcellus</i> (Kütz.) Gun.		+	
Семейство NITZSCHIIACEAE <i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	+	+	+
<i>N. closterium</i> (Ehr.) W. Sm.	+	+	
<i>N. linearis</i> (Ag.) W. Sm.	+	+	+
<i>N. paleaceae</i> Grun.		+	+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>N. palea</i> (Horn.) Bréb. var. <i>palea</i>	+	+	+
<i>N. plea</i> var. <i>capitata</i> Wisl. et Poetzky		+	+
<i>N. palea. debilis</i> (Kütz.) Grun.		+	+
<i>N. pusilla</i> Grun.		+	+
<i>N. sigma</i> (Kütz.) W. Sm.		+	
<i>N. sublinearis</i> Hust.	+	+	+
<i>N. vermicularis</i> (Kütz.) Grun.		+	
<b>Отдел XANTHOPHYTA</b>			
Класс HETEROCOCCOPHYCEAE			
Порядок HETEROCOCCALES			
Семейство PLEUROCHLORIDACEAE			
<i>Goniochloris fallax</i> Fott		+	
<i>Goniochloris mutica</i> (A. Br.) Fott			+
<i>G. smithii</i> (Bourrelly) Fott			+
Семейство CHARACIOPSIDACEAE			
<i>Characiopsis pyriformis</i> (A. Br.) Borzi			+
<i>C. minor</i> Pasch.			+
Порядок TRIBONEMATALES			
Семейство TRIBONEMATACEAE			
<i>Tribonema vulgare</i> Pasch.			+
<b>Отдел CRYPTOPHYTA</b>			
Класс CRYPTOMONADOPHYCEAE			
Порядок CRYPTOMONADALES			
Семейство CRYPTOMONADACEAE			
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	+	+	+
<i>C. minima</i> Czosz.	+	+	+
<i>C. nordstenii</i> Hansg.		+	
<i>C. borealis</i> Skuja		+	
<i>C. caudata</i> Schiller	+	+	+
<i>C. erosa</i> Ehr.	+	+	+
<i>C. gracilis</i> Skuja		+	+
<i>C. marsonii</i> Pasch.	+	+	+
<i>C. ovata</i> Ehr.	+	+	+
<i>C. reflexa</i> (Marsson) Skuja		+	
<i>Rhodomonas lens</i> Pasch. et Ruttner	+		
<b>Отдел DINOPHYTA</b>			
Класс DINOPHYCEAE			
Порядок PERIDINIALES			
Семейство GYMNODINIACEAE			
<i>Amphidinium rostratum</i> Prosch.		+	
<i>Gymnodinium aeruginosum</i> Stein			
<i>G. mitraum</i> Schiller			+
Семейство PERIDINIACEAE			
<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i> (Østenf.) Bourrelly	+	+	+
<i>P. penardiforme</i> (Lind.) Bourrelly		+	+
<i>P. penardii</i> (Lemm.) Bourrelly	+		+



Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>P. quadridens</i> (Stein) Bourrelly	+	+	+
<i>Peridinium bipes</i> Stein		+	
<i>P. lomniskii</i> Wołosz.		+	
<i>P. umbonatum</i> Stein.	+		
Семейство CERATIACEAE			
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Scrank f. <i>hirundinella</i> t. <i>hirundinella</i>	+	+	
<i>C. hirundinella</i> f. <i>austriacum</i> (Zederb.) Bachm.	+	+	+
<i>C. hirundinella</i> f. <i>carinthiacum</i> (Zederb.) Bachm.		+	
<i>C. hirundinella</i> t. <i>gracile</i> Bachm.	+	+	
<i>C. hirundinella</i> t. <i>piburgense</i> (Zederb.) Bachm.	+	+	
<i>C. hirundinella</i> f. <i>robustum</i> (Amb.) Bachm.		+	+
<b>Отдел EUGLENOPHYTA</b>			
Класс EUGLENOPHYCEAE			
Порядок EUGLENALES			
Семейство EUGLENACEAE			
<i>Astasia cylindrica</i> Pringsheim		+	
<i>Euglena caudata</i> Hubner			+
<i>E. clara</i> Skuja		+	+
<i>E. granulate</i> (Klebs) Schmitz		+	
<i>E. minima</i> France			+
<i>E. pisciformis</i> Klebs	+	+	+
<i>E. texta</i> (Duj.) Hubner		+	
<i>E. variabilis</i> Klebs		+	+
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehr.) Lemm.	+		
<i>Phacus pyrum</i> (Ehr.) Stein		+	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) emend. Defl.	+		
<i>T. nigra</i> Swir.		+	
<i>T. oblonga</i> Lemm.	+	+	
<i>T. volvocina</i> Ehr. var. <i>volvocina</i>	+	+	+
<i>T. volvocina</i> var. <i>derefora</i> Conrad	+	+	
<b>ОТДЕЛ CHLOROPHYTA</b>			
КЛАСС CHLOROPHYCEAE			
Порядок CHLOROCOCCALES			
Семейство PALMELMELLACEAE			
<i>Planctococcus sphaerocystiformis</i> Korsch.	+	+	+
<i>Sphaerocystis planctonoca</i> (Korsch.) Bourrelly		+	+
Семейство CHARACIACEAE			
<i>Ankyra judayi</i> (G. M. Sm.) Fott	+	+	+
<i>A. ocellata</i> (Korsch.) Fott	+	+	+
<i>Schroederia setigera</i> (Schrod.) Lemm.	+	+	+
<i>S. spiralis</i> (Printz) Korsch.	+	+	
Семейство GOLENKINIACEAE			
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.		+	
Семейство HYDRODICTYACEAE			
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen			+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>P. boryanum</i> (Turp.) Menegh.			+
Семейство MICRACTINIACEAE			
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	+		
<i>Syderocystopsis fusca</i> (Korsch.) Swale		+	+
Семейство BOTRYOCOCCACEAE			
<i>Dictyosphaerium anomalum</i> Korsch.	+	+	+
<i>D. chlorelloides</i> (Naum.) Kom. Et Perm.		+	
<i>D. elongatum</i> Hindák	+	+	+
<i>D. pulchellum</i> Wood	+	+	+
<i>D. subsolitarium</i> von Goor	+	+	+
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortob.			+
Семейство RADIOCOCCACEAE			
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korsch.		+	
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korsch.) Bourrelly	+	+	+
<i>E. polycoccus</i> (Korsch.) Kom.		+	+
Семейство OOCYSTACEAE			
<i>Granulocystopsis coronata</i> (Lemm.) Hind.	+	+	+
<i>Francea ovalis</i> (Francé) Lemm.		+	+
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerh.) Chod.			+
<i>Oocystis borgii</i> Snow	+	+	+
<i>O. lacustris</i> Chod.			+
<i>O. submarina</i> Lagerh.	+	+	+
Семейство CHLORELLACEAE			
<i>Chlorella vulgaris</i> Beij.	+	+	+
<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott		+	+
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.		+	+
<i>T. minimum</i> (A. Br.) Hansg.	+	+	+
Семейство SELENASTACEAE			
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	+	+	+
<i>Hyaloraphydium contortum</i> Pasch.	+		
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind.	+	+	+
<i>M. circinale</i> (Nyg.) Nyg.		+	+
<i>M. contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.		+	+
<i>M. griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.		+	+
<i>M. irregulare</i> (G.M. Smith) Kom.-Legn.	+	+	+
<i>M. minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.		+	+
<i>M. tortile</i> (W. et G. S. West) Kom.-Legn.	+	+	+
<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Matv. et al.			+
<i>R. sigmoidea</i> Hind.		+	+
<i>R. subcapitata</i> (Korsch.) Nyg. et. al.	+	+	+
<i>Selenastrum bibrajanus</i> Reinsch		+	+
<i>S. gracile</i> Reinsch		+	+
Семейство COELASTRACEAE			
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.		+	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg. in A. Br.		+	+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>C. sphaericum</i> Näg.		+	+
Семейство SCENEDESMACEAE			
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.			+
<i>C. rectangularis</i> (Näg.) Kom.			+
<i>Didymocystis planctonica</i> Korsch.	+	+	+
<i>Scenedesmus apiculatus</i> (W. et G.S. West) Chod.		+	
<i>S. arcuatus</i> (Lemm.) Lemm.		+	+
<i>S. bernardii</i> G. M. Sm.	+		
<i>S. bicaudatus</i> Deduss.			+
<i>S. brasiliensis</i> Bohl.	+		+
<i>S. caudo-aculeatus</i> Chod. var. <i>spinus</i> (Deduss.) Pankow			+
<i>S. denticulatus</i> Lagerh. var. <i>denticulatus</i>			+
<i>S. denticulatus</i> var. <i>linearis</i> Hansg. f. <i>costato-granulatus</i> (Hortib.) Uherkovich			+
<i>S. disciformis</i> (Chod.) Fott et Kom.	+		+
<i>S. ellipsoideus</i> Chod.			+
<i>S. ellipticus</i> Corda		+	+
<i>S. falcatus</i> Chod.		+	+
<i>S. incrassatulus</i> Bohl.		+	+
<i>S. obtusus</i> Meyen		+	+
<i>S. opoliensis</i> P. Rich. var. <i>opoliensis</i>		+	
<i>S. opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> Lemm.		+	
<i>S. polyglobulosus</i> Hortob.			+
<i>S. protuberans</i> Fritsch		+	+
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	+	+	+
<i>S. regularis</i> Svir.			+
<i>S. verrucosus</i> Roll		+	
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstr. et Tiff.	+	+	+
<i>T. staurogeniaforme</i> (Schröd.) Lemm.	+	+	
<i>Westella botryoides</i> (W. West) De-Wild.		+	+
<i>Willea irregularis</i> (Wille) Schmidle			+
Класс CHLAMYDOPHYCEAE			
Порядок CHLAMYDOMONADALES			
Семейство CHLAMYDOMONADACEAE			
<i>Carteria globosa</i> Korsch.	+	+	+
<i>C. klebsii</i> (Dang.) Francé	+	+	+
<i>C. mucosa</i> Korsch.			+
<i>Chlamydomonas assymetrica</i> Korsch.		+	
<i>C. debaryana</i> Gorosch. var. <i>atactogama</i> (Korsch.) Gerloff	+	+	+
<i>C. globosa</i> Snow	+	+	+
<i>C. incerta</i> Pasch.	+	+	
<i>C. monadina</i> Stein	+	+	+
<i>C. reinhardtii</i> Dang.	+	+	+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>C. simplex</i> Pasch.	+	+	+
<i>C. snowiae</i> Printz	+		
<i>Gloeomonas mucosa</i> (Korsch.) Ettl		+	+
Семейство PHACOTACEAE			
<i>Phacotus coccifer</i> Korsch.		+	
Порядок VOLVOCALES			
Семейство VOLVOCAEEAE			
<i>Eudorina cylindrica</i> Korsch.			+
<i>E. elegans</i> Ehr.		+	+
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory		+	+
Класс ULOTRICHOPHYCEAE			
Порядок ULOTRICHIALES			
Семейство ULOTRICHACEAE			
<i>Elakathotrix acuta</i> Pasch.		+	
<i>E. genevensis</i> (Reverd.) Hind.	+	+	+
<i>E. parvula</i> (W. Archer) Hindák			+
<i>E. pseudogelatinosa</i> Korsch.	+	+	+
<i>Ulothrix tennerima</i> Kütz.			+
<i>U. variabilis</i> Kütz.			+
Класс CONJUGATOPHYCEAE			
Порядок GONATOZYGALES			
Семейство GONATOZYGACEAE			
<i>Gonatozygon kunahanii</i> (Arch.) Rabenh.	+	+	+
Порядок DESMIDIALES			
Семейство CLOSTERIACEAE			
<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.) Bréb. var. <i>linea</i> (Perty) W. et G. S. West			+
<i>C. acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) W. Krieg		+	+
<i>C. selenastroides</i> Roll		+	
<i>C. venus</i> Kütz.			+
<i>Tetramorus brebissonii</i> (Menegh.) Ralfs f. <i>minor</i> (De Bary) Kossinsk.			+
Семейство DESMIDIACEAE			
<i>Cosmarium hammeri</i> Reinsch	+		
<i>C. humile</i> (Gay) Nordst. var. <i>humile</i>			+
<i>C. humile</i> var. <i>glabrum</i> Gutwinski			+
<i>C. humiele</i> var. <i>substriatum</i> (Nordst.) Schmidle			+
<i>C. impressulum</i> Elfv.		+	+
<i>C. meneghinii</i> Bréb.		+	
<i>C. microsphinctum</i> Nordst.		+	
<i>C. obtusatum</i> Schmidle			+
<i>C. pygmaeum</i> Arch.		+	+
<i>C. reniforme</i> (Ralfs) Arch.		+	
<i>C. regnesii</i> Reinsch			+
<i>C. repandum</i> Nordst.			+
<i>C. retusiforme</i> (Wille) Gutw.	+		+

Таксон	Пелагиаль	Открытая литораль	Макрофиты
<i>C. subrectangulare</i> Gutw.			+
<i>C. subretusiforme</i> Nordst.			+
<i>C. trilobulatum</i> Reinsch var. <i>trilobatum</i>		+	
<i>C. trilobulatum</i> var. <i>depressum</i> Printz			+
<i>C. undulatum</i> Corda			+
<i>Staurastrum boreale</i> W. et G. S. West	+	+	+
<i>S. chaetoceros</i> (Schrod.) G.M. Smith		+	
<i>S. gracile</i> Ralfs	+		
<i>S. pseudosebaldii</i> Wille			+

**Видовой состав и характеристики видов инфузорий оз. Кандры-Куль**

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Видовой состав	Численность, %				Биомасса, %				Частота встречаемости, %			
	пелагичь	откр. литораль	макрофиты	все озеро	пелагичь	откр. литораль	макрофиты	все озеро	пелагичь	откр. литораль	макрофиты	все озеро
	77*	38	20	135	77	38	20	135	77	38	20	135
<p><b>Тип CILIOPHORA Doflein, 1901</b>  <b>П/тип POSTCILIODESMATOPHORA</b>  <b>Gerassimova &amp; Seravin, 1976</b>  <b>Кл. KARYORELICTEA Corliss, 1974</b>  <b>Отр. Loxodida Jankowski, 1980</b>  <b>Сем. Loxodidae Bütschli, 1889</b>  <i>Loxodes striatus</i> (Engelmann, 1862) Penard, 1917  <b>Кл. HETEROTRICHEA Stein, 1859</b>  <b>Отр. Heterotrichida Stein, 1859</b>  <b>Сем. Spirostomidae Stein, 1867</b>  <i>Spirostomum teres</i> Clap. U. L., 1859  <b>Сем. Stentoridae Carus, 1863</b>  <i>Stentor coereleus</i> (Pallas, 1766) Ehrenberg, 1830  <i>S. polymorphus</i> (O.F. Müller, 1773) Ehrenberg, 1830  <i>S. roeseli</i> Ehrenberg., 1835  <b>П/тип INTRAMACRONUCLEATA Lynn, 1996</b>  <b>Кл. SPIROTRICHEA Bütschli, 1889</b>  <b>П/кл. Hypotrichia Stein, 1859</b>  <b>Отр. Euplotida Small &amp; Lynn, 1985</b>  <b>п/отр. Euplotina Jankowski, 1979</b></p>	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3		5	1,5
			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		3	5	1,5
			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	3		10	3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Aspidiscidae Ehrenberg, 1830</b>												
<i>Aspidisca cicada</i> O.F. Müller, 1786	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	5	5	40	10
<i>A. lynceus</i> O.F. Müller, 1773	<1	<1	1,23	<1	<1	<1	<1	<1	1,3	13	40	10
<b>Сем. Euplotidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Euplotes affinis</i> Kahl, 1932			<1	<1			<1	<1			10	1,5
<b>П/кл. Choreotrichia Small, Lynn, 1985</b>												
<b>Отр. Tintinnida Kof. &amp; Campbell, 1929</b>												
<b>Сем. Codonellidae Kent, 1881</b>												
<i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1887) Imhof, 1885	1,4	<1	<1	<1	1,7	<1	<1	<1	65	42	20	52
<i>Tintinnopsis cylindrata</i> Kof. & Cam., 1892	1,4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	61	42	20	50
<b>Сем. Tintinnidiidae Kof. &amp; Kampbell, 1929</b>												
<i>Membranicola tamari</i> Foissner, Berger, Schaumburg, 1999	<1	<1		<1	<1	<1		<1	5	13	0	6,7
<i>Tintinnidium fluviatile</i> Stein, 1863	7,2	<1	<1	2,9	11,0	<1	<1	4,6	38	26	10	30
<b>Отр. Choreotrichida Small &amp; Lynn, 1985</b>												
<b>П/отр. Strobilidiina Small &amp; Lynn, 1985</b>												
<b>Сем. Strobilidiidae Kahl, 1929</b>												
<i>Rimostrombidium humile</i> (Penard, 1922) Petz & Foiss., 1992	<1	1,9	<1	1,1	<1	<1	<1	<1	26	26	20	25
<i>R. hyalinum</i> (Mirabdulaev, 1985) Petz & Foissner, 1992	8,7	9,8	10,4	9,5	6,4	7,3	9,5	7,3	84	76	85	82
<i>R. lacustris</i> (Foissner, Skogstad & Pratt, 1988) Petz & Foissner, 1992	0,7	<1	<1	<1	7,4	1,7	1,6	3,9	61	45	45	54
<i>Strobilidium caudatum</i> (Fromentel, 1876) Foissner, 1987	<1	<1	3,3	<1	<1	<1	8,5	1,4	5	11	65	16
<b>П/кл. Stichotrichia Sm. &amp; Lynn, 1985</b>												
<b>Отр. Stichotrichida Faure-Fremiet, 1961</b>												
<b>Сем. Spirofilidae Gelei, 1929</b>												
<i>Stichotricha aculeata</i> Wznesniowski, 1866			<1	<1			<1	<1			5	0,7
<i>S. secunda</i> Perty, 1852			<1	<1		<1	<1	<1			10	1,5
<i>Strongylidium lanceolatum</i> Kowal., 1882			<1	<1			<1	<1			5	0,7
<i>S. crassum</i> Sterki, 1878			<1	<1			<1	<1			10	1,5
<b>Отр. Sporadotrichida Faure-Fremiet, 1961</b>												
<b>Сем. Halteriidae Clap. &amp; L., 1858</b>												
<i>Halteria grandinella</i> (O.F. Müller, 1773)	5,1	7,1	19,5	8,8	2,4	3,8	10,2	4,3	73	71	85	74
<i>Pelagohalteria viridis</i> (Fromentel, 1876) Foissner, Skogstad & Pratt, 1988	5,7	8,5	2,8	6,4	6,3	9,7	2,0	7,2	60	79	55	64

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Oxytrichidae Ehrenberg, 1830</b>												
<i>Oxytricha</i> cf. <i>chlorelligera</i> Kahl, 1932	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3		10	2
<i>Oxytricha</i> cf. <i>setigera</i> Stokes, 1891		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		2,6	35	6
<i>Stylonychia mytilus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830 complex			< 1	< 1			< 1	< 1			30	4
<i>S. pustulata</i> (O.F.Müller, 1786) Ehrenberg, 1835			< 1	< 1		< 1	< 1	< 1			25	4
<i>Tachysoma pellionellum</i> (O.F.Müller, 1773) Borrer, 1972	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3	5	25	6
<b>Incertae sedis in Family Oxytrichidae</b>												
<i>Uroleptus piscis</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
<b>П/кл. Oligotrichia Bütschli, 1887</b>												
<b>Отр. Strombidiida Petz &amp; Foissner, 1992</b>												
<b>Сем. Strombidiidae Faure-Fremiet, 1970</b>												
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995	< 1			< 1	< 1			< 1	4			2,2
<i>Limnostrombidium</i> sp.			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
<i>Pelagostrombidium fallax</i> (Zacharias, 1895) Krainer, 1991	< 1		1,5	< 1	< 1		7,7	1,6	9		5	6
<i>P. mirabile</i> (Penard, 1916) Krainer, 1991	12,3	16,2	4,5	12,4	30,5	40,3	14,0	32,3	83	100	60	84
<b>Кл. LITOSTOMATEA Sm. &amp; Lynn, 1981</b>												
<b>П/кл. Haptoria Corliss, 1974</b>												
<b>Отр. Haptorida Corliss, 1974</b>												
<b>Сем. Actinobolinidae Kahl, 1930</b>												
<i>Actinobolina radians</i> (Stein, 1867) Strand, 1928	< 1	< 1		< 1	< 1	1,1		< 1	5	11	0	6
<i>A. smalli</i> Holt, Lynn & Corliss 1973	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	23	32	15	24
<i>Belonophrya pelagica</i> André, 1914	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	16	0	7
<b>Сем. Didiniidae Poche, 1913</b>												
<i>Didinium chlorelligerum</i> Kahl, 1935	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	10	32	15	17
<i>Monodinium chlorelligerum</i> Krainer, 1995	1,1	2,8	< 1	1,6	1,1	2,8	< 1	1,7	35	63	20	41
<i>M. pierreii</i> Delphy, 1925	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	10	13	0	10
<b>Сем. Enchelyidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Enchelys pupa</i> O.F.Müller, 1786	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2,6	5	15	5
<b>Сем. Lacrymariidae de Fromental, 1876</b>												
<i>Lacrymaria olor</i> (O.F. Müller, 1786) Bory, 1824	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3	8	20	6
<i>Phialina pupula</i> O.F.Müller, 1773	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	3	10	4
<b>Сем. Spathidiidae Kahl, 1929</b>												
<i>Spathidium viride</i> Kahl, 1926	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	29	26	25	27



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Tracheliidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Trachelius ovum</i> (Ehrenberg, 1831)			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
<b>Сем. Trachelophyllidae Kent, 1882</b>												
<i>Acaryophrya sphaerica</i> Foissner, 1983	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	23	11	25	20
<i>Enchelyodon</i> sp.	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3		5	1,5
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	18	24	25	21
<i>Lagynophrya</i> sp.	< 1	< 1	< 1	< 1	1,1	< 1	< 1	< 1	49	55	30	48
<b>Отр. Pleurostomatida Schewiakoff, 1896</b>												
<b>Сем. Amphileptidae Butschli, 1889</b>												
<i>Amphileptus pleurosigma</i> (Stokes, 1884) Foissner, 1984			< 1	< 1			< 1	< 1			15	2
<i>A. procerus</i> (Penard, 1922) Song & Wilbert, 1989			< 1	< 1			2,4	< 1			35	5
<i>Amphileptus</i> sp. 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1		3	30	5
<i>Amphileptus</i> sp. 2			< 1	< 1			< 1	< 1			10	1,5
<i>Opisthodon niemencense</i> (Stein, 1859)			< 1	< 1			< 1	< 1			5	0,7
<b>Сем. Litonotidae Kent, 1882</b>												
<i>Litonotus crystallinus</i> (Vuxanovici, 1960) Foissner, Berger, Blatterer & Kohmann, 1995			< 1	< 1			< 1	< 1			20	3,0
<i>Litonotus fasciola</i> (Ehrenberg, 1838) Wrzesnioski, 1870			< 1	< 1			< 1	< 1			10	1,5
<i>Litonotus alpestris</i> Foissner 1978			< 1	< 1			< 1	< 1			25	3,7
<i>Litonotus lamella</i> . (Müller, 1773) Schewiakoff 1886	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		2,6	15	3,0
<i>Litonotus</i> sp.			< 1	< 1			< 1	< 1			30	4,4
<b>Отр. Cyclotrichiida Jankowski, 1980</b>												
<b>Сем. Mesodiniidae Jankowski, 1980</b>												
<i>Askenasia acrostomia</i> Krainer & Foissner, 1990	1,1	< 1	< 1	< 1	1,1	< 1	< 1	< 1	55	55	40	53
<i>A. chlorelligera</i> Krainer & Foissner, 1990	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	49	58	40	50
<i>A. volvox</i> (Eichwald, 1852) (Blochmann, 1895	2,0	1,5	< 1	1,4	1,2	< 1	< 1	< 1	74	76	65	73
<i>Askenasia</i> sp.	< 1	< 1	< 1	< 1	2,0	2,9	< 1	2,2	47	61	55	52
<i>Rabdoaskenasia minima</i> Krainer & Foissner., 1990	1,5	1,8	< 1	1,3	1,1	1,3	< 1	1,0	40	47	15	39
<i>Mesodinium pulex</i> (Clap. et L., 1859)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	27	45	25	32
<i>Mesodinium</i> cf. <i>acarus</i> Stein 1867	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	30	34	25	30
<b>Кл. PHYLLOPHARYNGEA de Puytorac et al., 1974</b>												
<b>П/кл. Cyrtophoria Fauré-Fremiet in Corliss, 1956</b>												
<b>Отр. Chlamyodontida Deroux, 1976</b>												





1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Frontoniidae Kahl, 1926</b>												
<i>Frontonia acuminata</i> (Ehrb., 1834) Bütschli, 1889	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,3		25	4
<i>Disematostoma butschlii</i> Lauteborn, 189		< 1		< 1		< 1		< 1		2,6	0	0,7
<b>Сем. Lembadionidae Jankowski, 1967</b>												
<i>Lembadion lucens</i> Maskell, 1877	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	1,3		5	1,5
<b>П/отр. Parameciina Jankowski, 1985</b>												
<b>Сем. Parameciidae Dujardin, 1840</b>												
<i>Paramecium bursaria</i> (Ehrb., 1831)			< 1	< 1		< 1	< 1	< 1			20	3
<i>Paramecium</i> sp.		< 1		< 1		< 1		< 1		3		0,7
<b>Отр. Urocentrida Jankowski, 1980</b>												
<b>Сем. Urocentridae Clap. &amp; Lachm., 1858</b>												
<i>Urocentrum turbo</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827		< 1		< 1		< 1		< 1		5		1,5
<b>П/класс Scuticociliatia Small, 1967</b>												
<b>Отр. Philasterida Small, 1967</b>												
<b>Сем. Cinetochilidae Perty, 1852</b>												
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> Perty, 1852	< 1		1,03	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	6,5		60	13
<b>Отр. Pleuronematida F.-Fremiet in Corliss, 1956</b>												
<b>Сем. Calyptotrichidae Small &amp; Lynn, 1985</b>												
<i>Calyptotricha pleuronemoides</i> Philips, 1882		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		2,6	25	4
<b>Сем. Ctedoctematidae Small &amp; Lynn, 1985</b>												
<i>Ctedoctema acanthocrypta</i> Stokes, 1884			< 1	< 1		< 1	< 1	< 1			35	5,2
<b>Сем. Cyclidiidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Cristigera phoenix</i> Penard, 1922		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		3	5	1
<i>Cyclidium citrullus</i> Cohn, 1865	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	3	3	20	5
<i>C. glaucoma</i> Müller, 1773	1,2	1,3	5,7	2,1	< 1	< 1	1,3	< 1	35	55	90	49
<i>Cyclidium</i> sp. 1	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4		30	7
<i>Cyclidium</i> sp. 2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	4	5	30	8
<b>Сем. Histiobalantiidae Puyt. &amp; Corliss, 1979</b>												
<i>Histiobalantium natans</i> Clap. & Lachm., 1858	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	7,8		15	7
<b>Сем. Pleuronematidae Kent, 1881</b>												
<i>Pleuronema coronatum</i> Kent, 1881		< 1		< 1		< 1		< 1		5,3		1,5
<b>П/кл. Hymenostomatia Delage &amp; Herouard, 1896</b>												
<b>Отр. Tetrahymenida F.-Fremiet in Corliss, 1956</b>												

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Glaucomidae Corliss, 1971</b>												
<i>Glaucoma</i> sp.		<1	<1	<1		<1	<1	<1		5	10	3,0
<b>Отр. Ophryoglenida Canella, 1964</b>												
<b>Сем. Ophryoglenidae Kent, 1881</b>												
<i>Ophryoglena</i> sp.1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		5	15	4
<i>Ophryoglena</i> sp. 2		<1		<1		<1		<1		3		0,7
<b>П/кл. Peritrichia Stein, 1859</b>												
<b>Отр. Sessilida Kahl, 1933</b>												
<b>Сем. Ophryidiidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Ophryidium versatile</i> O.F. Müller, 1786			<1	<1			<1	<1			5	0,7
<b>Сем. Vaginicolidae de Fromentel, 1874</b>												
<i>Cothurnia annulata</i> Stokes, 1885	<1		<1	<1	<1	<1	<1	<1	3		20	4
<i>Platycola decumbens</i> (Ehrb., 1830) Kent, 1882			<1	<1			<1	<1			5	0,7
<i>Pyxicola carteri</i> Kent, 1882	<1			<1	<1			<1	1,3			0,7
<i>Vaginicola crystallina</i> Entz., 1884	<1	<1		<1	<1	<1		<1	1,3	3		1,5
<b>Сем. Vorticellidae Ehrenberg, 1838</b>												
<i>Carchesium</i> sp.			<1	<1			<1	<1			5	0,7
<i>Epicarchesium pectinatum</i> (Zacharias, 1897) Foissner, Berger & Schaumburg, 1999	<1			<1	<1			<1	3			1
<i>Pelagovorticella mayeri</i> (Faure-Fremiet, 1920) Jankowski, 1980		<1		<1		<1		<1		3		0,7
<i>P. natans</i> (Faure-Fremiet, 1924) Jankowski, 1985	<1	<1	<1	<1	1,8	<1	<1	<1	35	55	10	37
<i>Pseudovorticella</i> sp.		<1	<1	<1		<1	<1	<1		3	15	3
<i>Vorticella chlorellata</i> Stiller, 1940	<1	<1		<1	<1	<1		<1	1,3	3		1,5
<i>Vorticella</i> spp.	<1	<1	1,72	<1	<1	<1	2,3	<1	45	37	75	47
<b>Сем. Zoothamniidae Sommer, 1951</b>												
<i>Haplocaulus</i> sp.	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,3	8	10	4
<i>Pseudohaplocaulus</i> sp.	<1			<1	<1			<1	1,3			0,7

Примечание. В таблице приведены значения вклада в численность и биомассу в %, если они > 1%; «<1» - если значения меньше 1%;  
\* - количество проб.

ПРИЛОЖЕНИЕ 4.

Видовой состав и характеристики видов зоопланктона оз. Кандры-Куль

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
	Численность, %				Биомасса, %				Частота встречаемости, %			
Видовой состав	пелагиаль	откр. литораль	макрофиты	все озеро	пелагиаль	откр. литораль	макрофиты	все озеро	пелагиаль	откр. литораль	макрофиты	все озеро
<b>Тип ROTIFERA Cuvier, 1817</b>												
<b>Класс Eurotatoria De Ridder, 1957</b>												
<b>Подкласс Bdelloidea Hudson, 1884</b>												
<b>Отряд Philodinida Melone and Ricci, 1995</b>												
<b>Сем. Philodinidae Ehrenberg, 1838</b>												
<b>Род <i>Philodina</i> Ehrenberg, 1830</b>												
<i>Philodina acuticornis</i> Murray, 1902		< 1		< 1		< 1		< 1		1,2		0,6
<b>Подкласс Monogononta Plate, 1889</b>												
<b>Надотряд Gnesiotrocha Kutikova, 1970</b>												
<b>Отряд Flosculariacea Hanning, 1913</b>												
<b>Сем. Conochilidae Hanning, 1913</b>												
<b>Род <i>Conochilus</i> Ehrenberg, 1834</b>												
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schränk, 1803)		< 1		< 1		< 1		< 1		12		6
<i>Co. unicornis</i> Rousselet, 1892		< 1		< 1		< 1		< 1		11		5
<b>Род <i>Testudinella</i> Bory de St. Vincent, 1826</b>												
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosso, 1886)	< 1		9,0	2,8	< 1		< 1	< 1	15		8	29
<i>T. patina patina</i> (Hermann, 1783)	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	5		4	3
<i>T. patina intermedia</i> (Anderson, 1889)		< 1		< 1		< 1		< 1		1		0,6
<i>T. parva</i> (Ternetz, 1892)	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	15		15	12

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Сем. Trochosphaeridae Harring, 1913</b>												
<b>Род <i>Filinia</i> Bory de St. Vincent, 1824</b>												
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)		< 1		< 1		< 1		< 1		1,1		0,6
<i>F. major</i> (Colditz, 1914)		< 1		< 1		< 1		< 1		1,1		0,6
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	5	1		2,0
<b>Надотряд Pseudotrocha Kutikova, 1970</b>												
<b>Отряд Ploima Hudson &amp; Gosse, 1886</b>												
<b>Сем. Asplanchnidae Eckstein, 1883</b>												
<b>Род <i>Asplanchna</i> Gosse, 1850</b>												
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850*	1,2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	78	56	47	60
<b>Сем. Brachionidae Wesenberglund, 1899</b>												
<b>Род <i>Brachionus</i> Pallas, 1766</b>												
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851		< 1		< 1		< 1		< 1		22		12
<i>Br. bennini</i> Leissling, 1924			< 1	< 1			< 1	< 1			9	5
<i>Br. calyciflorus</i> Pallas, 1766		< 1		< 1		< 1		< 1		12		6
<i>Br. cal. amphiceros</i> (Ehrenberg, 1838)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. cal. anuraeformis</i> (Brehm, 1909)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. cal. calyciflorus</i> Pallas, 1776			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. cal. dorcas</i> Gosse, 1851			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. cal. spinosus</i> Wierzejski, 1891			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. diversicornis diversicornis</i> (Daday, 1883)	< 1	< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	11	9		10
<i>Br. div. homoceros</i> (Wierzejski, 1891)		< 1	< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. quadridentatus</i> Hermann, 1783		< 1	< 1	< 1			< 1	< 1			9	6
<i>Br. qua. brevispinus</i> Ehrenberg, 1832		< 1	< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. qua. cluniorbicularis</i> (Skorikov, 1894)		< 1	< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>Br. nilsoni</i> Ahlstrom, 1940		< 1		< 1		< 1		< 1				
<i>B. plicotilis longicornis</i> Fadeev, 1925	1,2	1,2		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	16	11		12
<i>Br. urceus</i> (Linnaeus, 1758)			< 1	< 1			< 1	< 1			9,4	5
<b>Род <i>Keratella</i> Bory de St. Vincent, 1822</b>												
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	< 1	< 1				< 1	< 1	< 1	47	37		28
<i>K. coc. hispida</i> (Lauterborn, 1898)			< 1	< 1			< 1	< 1			8	5

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>K. coc. tecta</i> (Gosse, 1851)			<1	<1			<1	<1			8	5
<i>K. irregularis</i> (Lauterborn, 1898)			<1	<1			<1	<1			19	12
<i>K. hiemalis</i> Carlin, 1943	6,0		<1	<1	<1		<1	<1	47		9	23
<i>K. quadrata quadrata</i> (Müller, 1786)*	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	31	9	38	41
<i>K. qua. dispersa</i> Carlin, 1898			<1	<1			<1	<1			8	5
<i>K. qua. frenzeli</i> (Eckstein, 1895)		<1		<1		<1		<1		1		0,6
<i>K. serrulata curvicornis</i> (Rylov, 1926)			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<i>K. serrulata serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<i>K. testudo</i> (Ehrenberg, 1832)		<1		<1		<1		<1		1,1		0,6
<b>Род <i>Notholca</i> Gosse 1886</b>												
<i>Notholca acuminata acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	<1	<1		<1	<1	<1		<1	31	11	28	23
<i>N. acu. extensa</i> Oloffson, 1918		<1		<1		<1		<1		16	28	22
<b>Род <i>Platyias</i> Harring, 1913</b>												
<i>Platyias patulus</i> (O.F. Müller, 1786)			<1	<1			<1	<1			8	5
<i>Pl. quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<b>Сем. <i>Euchlanidae</i> Ehrenberg, 1838</b>												
<b>Род <i>Euchlanis</i> Ehrenberg, 1832</b>												
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	2,8		7,0	3,2	<1		<1	<1	31		38	34
<i>Eu. lucksiana</i> Hauer, 1930		<1		<1		<1		<1		11		6
<i>Eu. deflexa</i> Gosse, 1851			<1	<1			<1	<1			8	5
<i>Eu. incisa</i> Carlin, 1939			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<i>Eu. lyra</i> Hudson, 1880	<1		<1	<1	<1		<1	<1	16		8	12
<i>Eu. meneta</i> Myers, 1930			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<i>Eu. triguerta</i> Ehrenberg, 1838			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<b>Род <i>Lecane</i> Nitzsch, 1827</b>												
Подрод <i>Lecane</i> (s. str.) Nitzsch, 1827												
<i>Lecane</i> (s. str.) <i>brachydactyla</i> (Stenroos, 1898)			<1	<1			<1	<1			6	2
<i>L. ludwigii</i> (Eckstein, 1883)			<1	<1			<1	<1			0,8	0,5
<i>L.</i> (s. str.) <i>luna</i> (Müller, 1776)		<1	<1	<1		<1	<1	<1		11	37	29



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Подрод <i>Monostyla</i> Ehrenberg, 1830												
<i>Lecane (Monostyla) arcuata</i> (Bryce, 1891)			< 1	< 1			< 1	< 1			8	5
<i>L. (M.) bulla</i> (Gosse, 1886)			< 1	< 1			< 1	< 1			1,9	0,6
<i>L. (M.) closterocerca</i> (Schmarda, 1859)			< 1	< 1			< 1	< 1			6	2
<i>L. (M.) cornuta rotunda</i> (Fadeev, 1927)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,8	0,5
<i>L. (M.) crenata</i> (Harring, 1913)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,8	0,5
<i>L. (M.) quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)		< 1		< 1		< 1		< 1		11		6
<i>L. (M.) lumaris</i> (Ehrenberg, 1832)			< 1	< 1			< 1	< 1			19	12
<i>L. (M.) styrax</i> (Harring et Myers, 1926)			< 1	< 1			< 1	< 1			1,9	1,2
<i>L. (M.) scutata</i> (Harring et Myers, 1926)		< 1		< 1		< 1		< 1		12		6
<i>L. (M.) ungulata</i> (Gosse, 1887)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<b>Сем. Lepadellidae Harring, 1913</b>												
<b>Род Colurella Bory de St. Vincent, 1824</b>												
<i>Colurella colurus colurus</i> (Ehrenberg, 1830)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<b>Род Lepadella Bory de St. Vincent, 1826</b>												
<i>Lepadella acuminata</i> (Ehrenberg, 1834)		< 1		< 1		< 1		< 1		11		6
<i>Le. ovalis</i> (O.F. Müller, 1786)			< 1	< 1			< 1	< 1			9	3
<i>Le. patella</i> (O.F. Müller, 1773)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<b>Сем. Mytilinidae Harring, 1913</b>												
<b>Род Mytilina Bory de St. Vincent, 1826</b>												
<i>Mytilina acanthophora</i> Hauer, 1938		< 1		< 1		< 1		< 1		10		4
<i>M. mucronata</i> (Müller, 1773)		< 1		< 1		< 1		< 1		22		12
<i>M. trigona</i> (Gosse, 1851)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,5
<i>M. ventralis</i> (Ehrenberg, 1832)			< 1	< 1			< 1	< 1			19	12
<i>M. ven. brevispina</i> (Ehrenberg, 1832)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>M. ven. redunca</i> (Ehrenberg, 1832)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<b>Род Polyarthra Ehrenberg, 1834</b>												
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	47	34	28	18
<i>P. longiremis</i> Carlin, 1943			< 1	< 1			< 1	< 1			9	5
<i>P. major</i> Burckhardt, 1900		< 1		< 1		< 1		< 1		11		6
<i>P. minor</i> Voigt, 1904	< 1			< 1	< 1	< 1		< 1	1,6			0,6

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<b>Род <i>Synchaeta</i> Ehrenberg, 1832</b>												
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	< 1			< 1	< 1			< 1	16			6
<i>S. tremula</i> (O.F. Müller, 1786)	< 1			< 1	< 1			< 1	1,6			6
<b>Сем. Trichocercidae Harring, 1913</b>												
<b>Род <i>Trichocerca</i> Lamarck 1801</b>												
Подрод <i>Diurella</i> Bory de St. Vincent, 1824												
<i>Trichocerca (D.) bidens</i> (Lucks, 1912)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>T. (D.) brachyura</i> (Gosse, 1851)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,8	0,4
<i>T. (D.) inermis</i> (Linder, 1904)			< 1	< 1			< 1	< 1			3,0	1,0
<i>T. (D.) intermedia</i> (Stenroos, 1898)		< 1		< 1		< 1		< 1		11		5
<i>T. (D.) porcellus</i> (Gosse, 1886)		< 1		< 1		< 1		< 1		12		6
<i>T. (D.) rutneri</i> Donner, 1953			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>T. (D.) similis</i> (Wierzejski, 1893)			< 1	< 1			< 1	< 1			10	4,3
<i>T. (D.) tenuior</i> (Gosse, 1886)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
Подрод <i>Trichocerca</i> Lamarck, 1801												
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)			< 1	< 1			< 1	< 1			1	0,6
<i>T. (s. str.) capucina</i> (Wierzejski et Zacharias, 1893)			< 1	< 1			< 1	< 1			16	4
<i>T. (s. str.) cylindrica</i> (Imhof, 1891)			< 1	< 1			< 1	< 1			7	3
<i>T. (s. str.) elongata</i> (Gosse, 1886)	12, 0			3,0	< 1			< 1	47			18
<i>T. (s. str.) longiseta</i> (Schrank, 1802)			< 1	< 1			< 1	< 1			28	17
<i>T. (s. str.) pusilla</i> (Lauterborn, 1898)		< 1		< 1		< 1		< 1		15		5
<i>T. (s. str.) rattus carinata</i>			< 1	< 1			< 1	< 1			9	6
<i>T. (s. str.) r. minor</i> Fedew, 1925		< 1		< 1		< 1		< 1		1,1		0,5
<i>T. (s. str.) r. rattus</i> (O.F. Müller, 1776)			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,6
<i>T. (s. str.) rousseleti</i> (Voigt, 1901)		< 1		< 1		< 1		< 1		1,1		0,6
<i>T. stylata</i> (Gosse, 1851)		< 1		< 1		< 1		< 1		11		5
<b>Сем. Trichotriidae Harring, 1913</b>												
<b>Род <i>Trichotria</i> Bory de St. Vincent, 1827</b>												
<i>Trichotria pocillum bergi</i> (Meissner, 1908)		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		1,1	0,9	1,1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Tr. poc. pocillum</i> (O.F. Müller, 1776)		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		22	19	12
<i>Tr. tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)			< 1	< 1			< 1	< 1			4	1,3
<i>Tr. truncata</i> (Whitelegge, 1889)		< 1		< 1		< 1		< 1		22		12
<b>ТИП ARTHROPODA Latreille, 1829</b>												
<b>ПОДТИП CRUSTACEA Brünnich, 1772</b>												
<b>Класс Branchiopoda Latreille, 1817</b>												
<b>Подкласс Phyllopoda Preuss, 1951</b>												
<b>Отряд Diplostraca Gerstaecker, 1866</b>												
<b>Подотряд Cladocera Latreille, 1829</b>												
<b>Инфраотряд Anomopoda Sars, 1865</b>												
<b>Сем. Bosminidae Sars, 1865</b>												
<b>Род <i>Bosmina</i> Baird, 1845</b>												
Подрод <i>Bosmina</i> Baird, 1845												
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O.F. Müller, 1785)	5,0	2,0	< 1	2,2	1,5	< 1	< 1	< 1	50	22	37	41
Подрод <i>Eubosmina</i> Seligo, 1900												
<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857*	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	31	24	9	29
<i>B. (E) longispina</i> Leydig, 1860	1			< 1	1			< 1	16			6
<b>Род <i>Bosminopsis</i> Richard, 1895</b>												
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	< 1			< 1	< 1			< 1	12			4
<b>Сем. Chydoridae Dybowski et Grochowski, 1894</b>												
<b>Подсем. Aloninae Frey, 1967</b>												
<b>Род <i>Acroperus</i> Baird, 1843</b>												
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)	5,0	< 1	8,0	3,7	< 1	< 1	1,3	< 1	52	11	47	37
<i>A. angustatus</i> Sars, 1863	1	< 1	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	15	8	4	27
<i>A. nigletus</i>	< 1	< 1	2	< 1	< 1	< 1	1	< 1	5	1	8	5
<b>Род <i>Alona</i> Baird, 1843</b>												
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)		< 1		< 1		< 1		< 1		11		3
<i>A. costata</i> Sars, 1962			< 1	< 1			< 1	< 1			19	6
<i>A. guttata</i> Sars, 1962			< 1	< 1			< 1	< 1			12	4

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>A. intermedia</i> Sars, 1862		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		1,1	0,9	1,2
<i>A. quadrangularis</i> (O.F. Müller, 1875)		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		10	7	6
<i>Coronatella rectangula</i> Sars, 1862		< 1		< 1		< 1		< 1		6	3	3
<b>Род <i>Camptocercus</i> Baird, 1843</b>												
<i>Camptocercus lilljeborgi</i> Schoedler, 1862			< 1	< 1			< 1	< 1			7	4
<i>Cam. rectirostris</i> Sars, 1862	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	16	11	9	12
<i>Cam. uncinatus</i> Smirnov, 1971			< 1	< 1			< 1	< 1			0,9	0,5
<b>Род <i>Graptoleberis</i> Sars, 1862</b>												
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1851)		< 1		< 1		< 1		< 1		10		5
<b>Подсем. <i>Chydorinae</i> Dybowski et Grochowski, 1894</b>												
<b>Род <i>Alonella</i> Sars, 1862</b>												
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1850)		< 1		< 1		< 1		< 1		30		23
<i>Al. excisa</i> (Fischer, 1854)		< 1		< 1		< 1		< 1		6		3
<i>Al. exigua</i> (Lilljeborg, 1901)			< 1	< 1			< 1	< 1			2	1
<b>Род <i>Chydorus</i> Leach, 1816</b>												
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1785)*	10, 0	< 1	23,0	7,6	< 1	< 1	4,1	1,1	31	11	8	17
<i>Ch. ovalis</i> Kurz, 1875		< 1		< 1		< 1		< 1		3		0,6
<b>Род <i>Disparalona</i> Fryer, 1968</b>												
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)		< 1		< 1		< 1		< 1		3		1
<b>Род <i>Dunhevedia</i> Sars, 1901</b>												
<i>Dunhevedia crassa</i> King, 1853			< 1	< 1			< 1	< 1			19	6
<b>Род <i>Pleuroxus</i> Baird, 1843</b>												
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F. Müller, 1785)			< 1	< 1			< 1	< 1			22	12
<i>P. trigonellus</i> (O.F. Müller, 1785)	1,0	< 1	5,0	1,7	< 1	< 1	2,0	1,0	16	11	29	18
<i>P. aduncus</i> (Jurine, 1820)	1,5	< 1	2,0	5,8	< 1	< 1	10,0	2,5	23	12	38	26
<b>Род <i>Pseudochydorus</i> Fryer, 1968</b>												
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Braid, 1843)	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	16		28	23
<b>Сем. <i>Daphniidae</i> Straus, 1820</b>												
<b>Род <i>Scapholeberis</i> Schoedler, 1858</b>												

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller, 1776)		< 1		< 1		< 1		< 1			19	11
<b>Род <i>Daphnia</i> O.F. Müller, 1785</b>												
Подрод <i>Daphnia</i> O.F. Müller, 1785												
<i>Daphnia (D.) cristata</i> G.O. Sars, 1862		< 1		< 1		< 1		< 1		11		5
<i>D. (D.) cucullata</i> G.O. Sars, 1862*	31, 0	8,0	< 1	13,0	5,7	1.3	< 1	2,3	31	22	9	21
<i>D. (D.) galeata</i> G.O. Sars, 1864*	11	< 1	< 1	3.6	1.9	< 1	< 1	< 1	28	12	7	15
<i>D. (D.) longispina</i> O.F. Müller, 1785*	< 1			< 1	< 1			< 1	23			10
<b>Род <i>Ceriodaphnia</i> Dana, 1853</b>												
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		< 1	16	13	28	18
<i>C. pulchella</i> Sars, 1862	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	31	17	37	26
<i>C. affinis</i> Liljeborg, 1901	< 1			< 1	< 1			< 1	16			6
<i>C. quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	20	14	5	12
<i>C. laticaudata</i> P.E. Müller, 1867*	< 1			< 1	< 1			< 1	16			3
<b>Род <i>Simocephalus</i> Schoedler, 1858</b>												
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Müller, 1776)			< 1	< 1			< 1	< 1			28	13
<i>S. congener</i> (Koch, 1841)			< 1	< 1			< 1	< 1			9	2,5
<i>S. exspinosus</i> (De Geer, 1778)			< 1	< 1			< 1	< 1			7	2,3
<b>Сем. Euryercidae Kurz, 1875 sensu Dumont &amp; Silva-Briano, 1998</b>												
<b>Род <i>Euryercus</i> Baird, 1843</b>												
<i>Euryercus (E.) lamellatus</i> (O.F. Müller, 1785)		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	16		28	15
<b>Сем. Macrothricidae Norman et Brady, 1867</b>												
<b>Род <i>Macrothrix</i> Baird, 1843</b>												
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman et Brady, 1867			< 1	< 1			< 1	< 1			9	3
<i>M. laticornis</i> (Jurine, 1820)		< 1		< 1		< 1		< 1		12		4
<b>Сем. Moinidae Goulden, 1968</b>												
<b>Род <i>Moina</i> Baird, 1850</b>												
<i>Moina brachiata</i> (Jurine, 1820)		< 1		< 1		< 1		< 1		14		6



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)		< 1		< 1		< 1		< 1		34		11
<i>E. macruroides</i> (Lilljborg, 1901)	2,0	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	31	13	27	24
<i>E. macrurus</i> (Sars, 1863)	5,0	< 1	< 1	1,4	1,6	< 1	< 1	< 1	47	12	24	28
<b>Род <i>Macrocylops</i> Claus, 1893</b>												
<i>Macrocylops albidus</i> (Jurine, 1820)	< 1			< 1	1,5			< 1	20			7
<i>M. distinctus</i> (Richard, 1887)	< 1			< 1	< 1			< 1	14			5
<b>Род <i>Paracyclops</i> Claus, 1893</b>												
<i>Paracyclops affinis</i> (Sars, 1863)	1,2			< 1	< 1			< 1	26			8
<i>P. fimbriatus</i> f. <i>fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	1,7			< 1	< 1			< 1	36			12
<i>P. poppei</i> (Rehberg, 1880)	1,0			< 1	< 1			< 1	16			5
<b>Подсем. Cyclopinæ</b>												
<b>Род <i>Cyclops</i> Müller, 1776</b>												
<i>Cyclops scutifer</i> Sars, 1863	< 1			< 1	< 1			< 1	12			4
<i>C. strenuus</i> Fischer, 1851		< 1	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1		11	9	6
<i>C. vicinus</i> Uljanin, 1875	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	16	10		9
<b>Род <i>Megacyclops</i> Kiefer, 1927</b>												
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus, 1857)	< 1			< 1	< 1			< 1	14			5
<i>M. viridis</i> (Jurine, 1820)*	< 1			< 1	< 1			< 1	28			9
<b>Род <i>Acanthocyclops</i> Kiefer, 1927</b>												
<i>Acanthocyclops venustus</i> (Norman et Scott, 1906)	9,0	3,0	< 1	3,4	3,6	1,3	< 1	1,4	46	34	28	36
<i>Ac. vernalis</i> (Fischer, 1853)	2,0	1,7	1,8	1,6	1,1	1,0	1,2	1,1	16	12	9	12
<b>Род <i>Diacyclops</i> Kiefer, 1927</b>												
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)			< 1	< 1			< 1	< 1			9	2,5
<i>D. languidoides</i> (Lilljborg, 1901)			< 1	< 1			< 1	< 1			9	2,5
<i>D. crassicaudis</i> (Sars, 1863)			< 1	< 1			< 1	< 1			9	2,5
<b>Род <i>Metacyclops</i> Kiefer, 1927</b>												
<i>Metacyclops gracilis</i> (Lilljborg, 1853) *	1,0	1,0	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	37	34	28	33
<b>Род <i>Microcylops</i> Claus, 1893</b>												
<i>Microcylops varicans</i> (Sars, 1863) *	1,2	2,0	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1	46	31	15	31
<b>Род <i>Cryptocyclops</i> Sars, 1927</b>												

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Cryptocyclops bicolor</i> (Sars, 1863)		1,0	<1	<1		<1	<1	<1		22	14	12
<b>Род <i>Thermocyclops</i> Kiefer, 1927</b>												
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853) *	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	17	14	18	16
<i>Th. dybowskii</i> (Lande, 1890)			<1	<1			<1	<1			16	5
<i>Th. oithonoides</i> (Sars, 1863) *	1,5	1,2	<1	1	<1	<1	<1	<1	53	31	19	34
<b>Род <i>Mesocyclops</i> Sars, 1913</b>												
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857) *	3,0	1,5	<1	1,3	<1	<1	<1	<1	57	32	29	39

Примечание. В таблице приведены значения вклада в численность и биомассу в %, если они > 1%; «<1» - если значения меньше 1%;

\* - виды зоопланктона, зарегистрированные в 2007г.



Научное издание

В.В. Жариков,  
М.Ю. Горбунов,  
М.В. Уманская,  
Н.Г. Тарасова,  
С.В. Быкова,  
Н.Г. Шерышева,  
О.В. Мухортова,  
Р.З. Сабитова,  
Е.С. Краснова

## **Современное состояние экосистемы озера Кандры-Куль**

Техническая редакция: М.В. Уманская, С.В. Быкова

Дизайн обложки А.И. Захарова

**Издательство «Анна»**

445061, Тольятти, ул. Индустриальная, д. 7  
Тел./факс (8482) 57-00-04, e-mail: kassandra1989@yandex.ru

Подписано в печать с оригинал-макета 01.10.2018 г.  
Формат 60\*90/16. Гарнитура Times New Roman.  
Бумага офсетная. Печать оперативная.  
Усл.печ.л. 14,31. Тираж 500 экз. Заказ № 20а

Отпечатано в типографии ООО «Анна»