



Российская Академия Наук

ТРУДЫ

Кольского научного центра РАН

3/2013 (16)

**ПРИКЛАДНАЯ
ЭКОЛОГИЯ СЕВЕРА**

выпуск 3

Апатиты
2013

Российская Академия Наук

ТРУДЫ

3/2013 (16)

издается с декабря 2010 г.

УДК 621.314

ISSN 2307-5252

ISBN 978-5-91137-255-2

Кольского научного центра РАН

Главный редактор - академик В.Т. Калинин

Заместители главного редактора
д.г.-м.н. В.П. Петров
д.т.н. Б.В.Ефимов

Редакционный совет

академик Г.Г. Матишов., академик Н.Н. Мельников,
академик Ф.П. Митрофанов, чл.-корр. В.К.Жиров,
чл.-корр. А.И. Николаев, д.г.-м.н. Ю.Л. Войтеховский,
д.э.н. Ф.Д. Ларичкин, д.т.н. В.А. Маслобоев,
д.т.н. В.А. Путилов, д.ф.-м.н. Е.Д. Терещенко,
к.г.-м.н. А.Н. Виноградов (ответственный секретарь)

ПРИКЛАДНАЯ ЭКОЛОГИЯ СЕВЕРА

выпуск 3

Редколлегия серии "Прикладная экология Севера"

д.б.н., проф. Н.А.Кашулин, (отв.редактор),
д.г.н., проф. В.А.Даувальтер (зам.отв. редактора),
к.б.н. С.А.Валькова,
к.б.н. Д.Б.Денисов,
к.б.н. П.М.Терентьев,
к.г.н. С.С.Сандимиров

184209, Мурманская область, г.Апатиты, ул.Ферсмана, д.14.
Кольский научный центр РАН
Тел.(81555)79226. Факс (81555)76425
E-mail: admin@admksk.apatity.ru <http://www.kolasc.net.ru>

- © Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт проблем промышленной экологии Севера
Кольского научного центра Российской академии наук, 2013
- © Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Кольский научный центр Российской академии наук, 2013

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
Введение.....	5
Даувальтер В.А., Кашулин Н.А. Долговременные изменения химического состава донных отложений озера Имандра в зоне влияния стоков Кольской атомной электростанции.....	6
Вандыш О.И., Денисов Д.Б., Черепанов А.А., Горбачева Т.А., Кашулин Н.А. Особенности планктонных сообществ губы Белой озера Имандра при долговременном воздействии сточных вод горнорудного производства.....	35
Денисов Д.Б., Кашулин Н.А. Современное состояние водорослевых сообществ планктона в зоне влияния Кольской АЭС (оз.Имандра).....	68
Валькова С.А., Кашулин Н.А. Особенности структуры и функционирования бентосных сообществ в условиях теплового загрязнения.....	94
Зубова Е.М., Терентьев П.М., Кашулин Н.А. Сиг <i>Coregonus lavaretus</i> (Coregonidae) Бабинской Имандры (Мурманская область, Россия).....	103

Russian Academy of Sciences

transactions

3/2013 (16)

UDK 621.314
ISSN 2307-5252
ISBN 978-5-91137-255-2

Kola Science Centre

Editor in Chief - Academician V.T.Kalinnikov

Deputy editor in Chief:
Doctor of Geology and Mineralogy V.P.Petrov
Dr. of Sciences B.V.Efimov

Editorial Council of RAS:

Academicians:
G.G.Matishov, N.N.Melnikov, F.P.Mitrofanov.

Corresponding Members of RAS:
V.K.Zhirov, A.I.Nikolaev.

Dr. of Sciences:
Yu.L.Voitekhovskiy, F.D.Larichkin, V.A.Masloboev,
V.A.Putilov, E.D.Tereshchenko,
Ph.D. A.N.Vinogradov (Executive Secretary)

APPLIED ECOLOGY OF THE NORTH series 3

Editor-in-Chief of Applied Ecology of the North Series:

N.A.Kashulin, Dr.Sc.(Bio), Prof.

Deputy Editor-in-Chief
V.A.Dauvalter, Dr.Sc.(Geo), Prof.

Editorial board:
S.A.Valkova, PhD(Bio),
D.B.Denisov, PhD(Bio),
P.M.Terentjev, PhD(Bio),
S.S.Sandimirov, PhD(Geo)

14, Fersman str., ApatitY, Murmansk region, 184209, Russia
Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences
Tel.(81555)79226. Fax: (81555)76425
E-mail: admin@admksk.apatity.ru <http://www.kolasc.net.ru>

CONTENTS

	Стр.
Introduction.....	5
Dauvalter V.A., Kashulin N.A. Long-term changes in the chemical composition of the Imandra Lake sediments within the zone of waste water influence of the Kola nuclear power plant	6
Vandysh O.I., Denisov D.B., Cherepanov A.A., Gorbacheva T.A., Kashulin N.A. Plankton communities under long-term apatite mining impact (Belaya bay the Imandra Lake).....	35
Denisov D.B., Kashulin N.A. The phytoplankton communities under the Kola nuclear power Plant impact (the Imandra Lake).....	68
Valkova S.A., Kashulin N.A. Peculiarity of structure and functional organization of zoobenthos communities under termophication.....	94
Zubova E.M., Terentjev P.M., Kashulin N.A. Whitefish <i>Coregonus Lavaretus</i> (Coregonidae) of the Babinskaya Imandra (the Murmansk Region, Russia).....	103

ВВЕДЕНИЕ

Предлагаемый читателям выпуск серии «Прикладная экология Севера» открывает цикл статей, посвященных комплексным исследованиям экосистемы озера Имандра – крупнейшего заполярного водоема европейской части России, в настоящее время функционирующего в режиме водохранилища. На его водосборной территории расположены крупнейшие предприятия энергетики и горно-перерабатывающего комплекса, их инфраструктура, проживает большая часть населения Мурманской области. Это обуславливает многофакторное антропогенное воздействие на экосистему озера, которое продолжается с 1930-х гг. и результируется в трансформации ее структурно-функциональной организации.

Данные исследования Имандры проводились сотрудниками Лаборатории водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН в период с 2011 по 2013 гг. и охватывали акваторию всего озера. Также была изучена озерно-речная система р.Большой Белой для оценки вклада ОАО «Апатит» в процессы загрязнения вод Имандры.

В данный выпуск в основном вошли работы, обобщающие результаты исследований южной и юго-западной части озера, включая плес Бабинская Имандра. Эти районы в наименьшей степени подвергаются загрязнению сточными водами промышленных предприятий и могут считаться условно фоновыми. Здесь расположена Кольская АЭС, которая работает на прямоточной системе охлаждения и является источником теплового загрязнения водоема.

Исследования проводились при финансовой поддержке КАЭС, ОАО «Апатит», а также грантов программы Президиума РАН «Биологическое разнообразие» (подпрограмма «Биоразнообразие: инвентаризация, функции, сохранение») и РФФИ-Север (грант № 12-05-98803-р_север_а «Особенности формирования качества поверхностных вод Мурманской области в условиях глобального и локального изменения окружающей среды»).

УДК 502.51(285) (470.21)

В.А.Даувальтер, Н.А.Кашулин

**ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА
ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА ИМАНДРА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СТОКОВ
КОЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ**

Аннотация

Исследованы содержания элементов, в том числе тяжелых металлов (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg), в донных отложениях Йокостровской и Бабинской Имандры в зоне влияния стоков Кольской атомной электростанции. Плес Йокостровская Имандра более загрязнен тяжелыми металлами, чем Бабинская Имандра. В донных отложениях указанного плеса, особенно в Зашейковской губе, происходит осаждение тяжелых металлов, поступивших из техногенных источников. Геохимические закономерности осадконакопления, характерные для водоемов в природном состоянии, здесь играют подчиненную роль, а главную – поступление загрязняющих веществ со стоками промышленных предприятий. Это сказалось в увеличении концентраций практически всех тяжелых металлов (до 18 раз по сравнению с фоновыми содержаниями) в поверхностных слоях донных отложений. В плесе Бабинская Имандра главенствующую роль играют природные геохимические закономерности осадконакопления, в первую очередь сорбция тяжелых металлов тонкодисперсными взвешенными частицами, обладающими большой удельной площадью поверхности. В наиболее глубоких акваториях водоемов эти частицы в спокойных ламинарных гидрологических условиях аккумулируют значительное количество тяжелых металлов, в поверхностных слоях донных отложений их концентрации превышают фоновые значения до 7 раз.

Ключевые слова:

атомная электростанция, озеро Имандра, донные отложения, тяжелые металлы.

V.A.DAUVALTER, N.A.KASHULIN

**LONG-TERM CHANGES IN THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE IMANDRA
LAKE SEDIMENTS WITHIN THE ZONE OF WASTE WATER INFLUENCE
OF THE KOLA NUCLEAR POWER PLANT**

Abstract

Investigations of the element contents, including heavy metals (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg), of lake sediments of Babinskaya and Yokostrovskaya Imandra in the zone of effluent of Kola Nuclear Power Plant were carried out. Yokostrovskaya Imandra is more contaminated by heavy metals than Babinskaya Imandra. In this part of the Imandra Lake, especially in the Zasheykovsk Bay, heavy metals are deposited in the sediments originating from anthropogenic sources, and geochemical appropriatenesses of sedimentation, typical for lakes in its natural state, are playing a secondary role, and main part inserts the entering of pollutants from industry wastewaters. This impact has increased concentrations of almost all the heavy metals (up to 18 times in comparison with background values) in surface layers of sediments. In Babinskaya Imandra the priority role plays natural geochemical patterns of sedimentation, especially heavy metal sorption by fine suspended particles with large specific surface area. These particles in the deepest waters in laminar hydrological conditions accumulate a significant amount of heavy metals, and the concentrations in the surface layers of the sediments are up to 7 times higher than the background values.

Key words:

nuclear power station, lake Imandra, sediments, heavy metals.

Введение

Еще в начале XX века была понятна роль человечества, далеко не всегда положительная, в изменении водных систем земного шара, о чем академик В.И.Вернадский (1933) писал: «Мы не привыкли сознать, какие изменения вносит человеческая культура в историю природных вод, и не привыкли это учитывать». На примере озера Юта (штат Юта, США) В.И.Вернадский показывает, как буквально за 20 лет вода озера переходит из пресной в соленую в результате использования воды притоков озера для ирригации. В то время еще не было известно об исчезновении Аральского озера во второй половине XX в. в результате той же причины, а также о загрязнении Средиземного моря в целом и его составных частей, Великих озер в Северной Америке, об угрозе загрязнения Байкала, в котором находится четвертая часть чистой пресной озерной воды нашей планеты, и о других проблемах, созданных человеком «разумным».

Все более усиливающееся влияние потоков антропогенного вещества и энергии на водные объекты остро ставит вопрос сохранения пресноводных экосистем, в первую очередь как источников снабжения населения чистой пресной водой и биологическими ресурсами. В связи с проблемой дефицита чистой пресной воды в последнее время особое внимание привлечено к большим озерам – естественным хранилищам больших объемов пресных вод (Усенков, 2007). Интенсивное антропогенное воздействие на экосистемы больших озер в последнее десятилетие привело к серьезным нарушениям естественного хода развития и функционирования природной среды, флоры, фауны и их частичной деградации. В этой связи донные отложения (ДО) водоемов рассматриваются как носители информации об изменениях, имеющих место на территории водосбора и в самом водоеме, как своеобразный архив данных о состоянии окружающей среды, так как ДО отражают интегрированную во времени сумму антропогенного воздействия на аквальные системы. ДО являются важным источником информации о прошлых климатических, геохимических, экологических условиях, существующих на водосборе и в самом водоеме, позволяют оценить современное экологическое состояние воздушной и водной среды. Многие загрязняющие вещества (ЗВ), в том числе тяжелые металлы (ТМ), депонируются ДО, поэтому их содержание в ДО может рассматриваться в качестве информативного показателя состояния поверхностных вод.

Первое и довольно подробное описание прибрежной зоны и характера распределения ДО в оз.Имандра дано Г.Д.Рихтером (1934) по результатам работы Имандровской экспедиции Географо-экономического научно-исследовательского института при ЛГУ в 1925-1927 гг. До работ Имандровской экспедиции описание ДО озера не проводилось и все данные сводились к указаниям, что «дно озера каменисто». По результатам исследований Имандровской экспедиции было установлено, что наибольшую площадь дна озера составляют разнообразные илы, в меньшей степени – песчаные грунты, а по берегам каменистые грунты (рис.1). Тогда же была зафиксирована находка сапропеля, которая в то время оказалась самой северной из всех находок в СССР.

До исследований И.В.Баранова (1966) в 1960 г. данных о химическом составе ДО оз.Имандра почти не было. Известен лишь анализ одного образца грунта (Кошкин и др., 1939). Летом 1960 г. комбинированным батометром было

отобрано 50 колонок ДО, в которых определялось содержание органических веществ, гумуса, фосфора, железа.

Первые детальные исследования химического состава ДО оз.Имандра в ее северной части – Большой Имандре с определением содержания приоритетных загрязнителей (Ni, Cu, Mn, Fe, P) были проведены сотрудниками Кольского филиала АН СССР в 1966-1968 гг. (Беляева и др., 1971). Пробы ДО отбирались дночерпателем Экмана-Берджа и анализировались полуколичественным спектральным анализом, поэтому нельзя гарантировать, что построенные по результатам исследований схемы распределения валовых содержаний вышеперечисленных элементов отражали реальную ситуацию распределения элементов в поверхностных слоях ДО Большой Имандры.

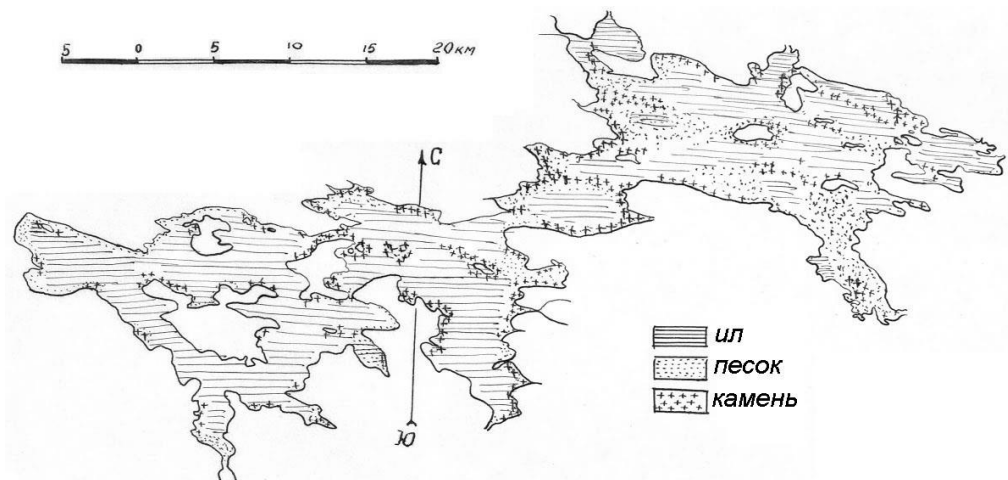


Рис.1. Схема распределения типов ДО Йокостровской и Бабинской Имандры по результатам исследований Имандровской экспедиции Географо-экономического научно-исследовательского института при ЛГУ в 1925-1927 гг. (Рихтер, 1934)

В первой половине 1970-х гг. сотрудниками Кольского филиала АН СССР было продолжено изучение других акваторий оз.Имандра – Йокостровской и Бабинской Имандры (Чижигов и др., 1976). В отличие от предыдущих исследований пробы ДО отбирались трубками-грунтоносами, и для химического анализа (спектральным полуколичественным методом) анализировались верхние (2-14 см) слои ДО, следовательно, можно надеяться, что картина распределения содержаний 25 элементов, включая тяжелые металлы, отображена более достоверно, чем в предыдущих исследованиях Большой Имандры (табл.1).

В 1980-х гг. сотрудниками Кольского филиала АН СССР исследования химического состава ДО оз.Имандра проводились параллельно с изучением состояния зообентоса. В основном исследования проводились в зонах влияния промышленных предприятий на экосистему оз.Имандра – губы Монче, Белая, Молочная. Пробы ДО отбирались дночерпателями, химический анализ проводился спектральным полуколичественным методом. Результаты этих исследований состояния ДО оз.Имандра (табл.2) опубликованы в монографиях (Крючков и др., 1985; Моисеенко, Яковлев, 1990).

Таблица 1

Содержание элементов (мкг/г) в поверхностных ДО в плесах Йокостровская и Бабинская Имандра по результатам исследования сотрудников Кольского филиала АН СССР (Чижиков и др., 1976)

Элементы	Минимальное	Максимальное	Среднее
Na	70	30000	20000
Mg	1000	30000	10400
Ca	3000	100000	28200
Sr	30	1000	500
Ba	30	4500	500
Ti	320	4500	1500
V	10	500	160
Cr	1	150	100
Mn	200	100000	11290
Fe	23500	100000	81400
Co	3	120	60
Ni	13	2000	160
Cu	15	150	68
Zn	10	2000	300
Mo	0.1	430	39
Ga	1	650	80
Pb	1	60	20
Y	10	1700	330
Yb	0.1	7	-
Zr	30	800	-
Be	0.1	5	2

Таблица 2

Среднее содержание некоторых элементов (мкг/г сух. веса) в ДО плеса Бабинская Имандра в зоне влияния подогретых вод КАЭС в 1980-х гг.

Зона	ППП, %	Cu	Ni	Zn	Co	Pb	Mn	Sr	Cr
I	1.4	20	90	98	36	8	454	321	91
II	3.6	24	115	112	36	11	2816	188	77
III	3.9	22	96	54	44	12	1441	240	66

ПРИМЕЧАНИЕ. Зоны I, II – сильного, слабого теплового воздействия, III – необогреваемая зона.

Детальные исследования состояния ДО оз.Имандра проводятся с начала 1990-х гг. после организации Института промышленной экологии Севера (ИППЭС) КНЦ РАН, создания Лаборатории водных экосистем и в ее составе группы по исследованию химического состава ДО. Результаты исследований химического состава ДО оз.Имандра, в том числе и в зоне влияния стоков Кольской АЭС, опубликованы в предыдущих публикациях сотрудников института (Даувальтер, 1999, 2000, 2006, 2012; Даувальтер, Ильяшук, 2007; Даувальтер и др., 1999а, 1999б, 2000, 2012; Моисеенко и др., 1996, 1997, 1998, 2002; Нерадовский и др., 2009).

Материалы и методы

Образцы ДО отбирались в июле 2011 г. на шести станциях (В-3, С-10, D-5, D-7, Е-5, F-11) Бабинской и Йокостровской Имандры (рис.2) отборником колонок открытого гравитационного типа, сделанным из плексигласа (внутренний диаметр 44 мм), с автоматически закрывающейся диафрагмой. Отборник изготовлен по образцу, разработанному Скогхеймом (Skogheim, 1979), позволяющему транспортировать колонки в лабораторию ненарушенными для дальнейшего использования. Колонки ДО были послойно разделены на слои по 1 см, помещены в предварительно вымытую кислотой полиэтиленовую посуду и отправлены в лабораторию для анализа.

Первичная обработка проб ДО (высушивание, определение влажности, прокаливание и определение потерь при прокаливании) и определение содержания металлов (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg, Mn, Fe, Sr, Cr, Al, P) проводились в лабораториях Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН. Подробно методика проведения химического анализа ДО описана ранее (Даувальтер и др., 2012).

Статистическая обработка результатов исследований и построение графиков проводились с использованием стандартных программ Statistics (version 6.1) и Excel (version 7.0).

На некоторых станциях (В-3, D-7, F-11), описываемых в этой статье, были отобраны колонки ДО во время проведения гидрохимической съемки в феврале 1993 г. Результаты этой съемки опубликованы ранее (Моисеенко и др., 1996, 2002). Перечень анализируемых тяжелых металлов в 2011 г. по сравнению с 1993 г. был дополнен As и Hg.

Территориальное распределение элементов в донных отложениях

Содержание элементов, в первую очередь ТМ, в поверхностном слое ДО отражает современное состояние и уровень загрязнения водоема. Аккумуляция ТМ в ДО зависит от многих факторов: наличия источников загрязнения; геохимического состава горных пород, поступающих в водоем с территории водосбора; гранулометрического состава; форм металлов, в которых они поступают в водоем; содержания веществ, усиливающих аккумуляцию ТМ – окислов и гидроокислов Fe и Mn, органических веществ; интенсивности протекания биологических процессов и др. Многочисленными исследованиями (Страхов, 1968; Förstner, Wittmann, 1979; Horowitz, 1991) установлено, что чем более дисперсна тонкая фракция ДО и больше ее количество в общей массе осадка, тем больше концентрация сорбированных в них микроэлементов, что объясняется большой площадью поверхности тонкодисперсных фракций. Если же в тонкую и тончайшую фракции осадков входят еще и такие коагулянты, как Fe и Mn, то они дополнительно концентрируют в осадке некоторое количество атомов микроэлементов. Положительную роль в концентрации микроэлементов играют также и органическое вещество, содержащееся в осадках. Тонкодисперсные частицы осаждаются в спокойных ламинарных гидродинамических условиях, где горизонтальные течения минимальны. Зону, где происходит осаждение тонкодисперсных осадков и образование рыхлых,

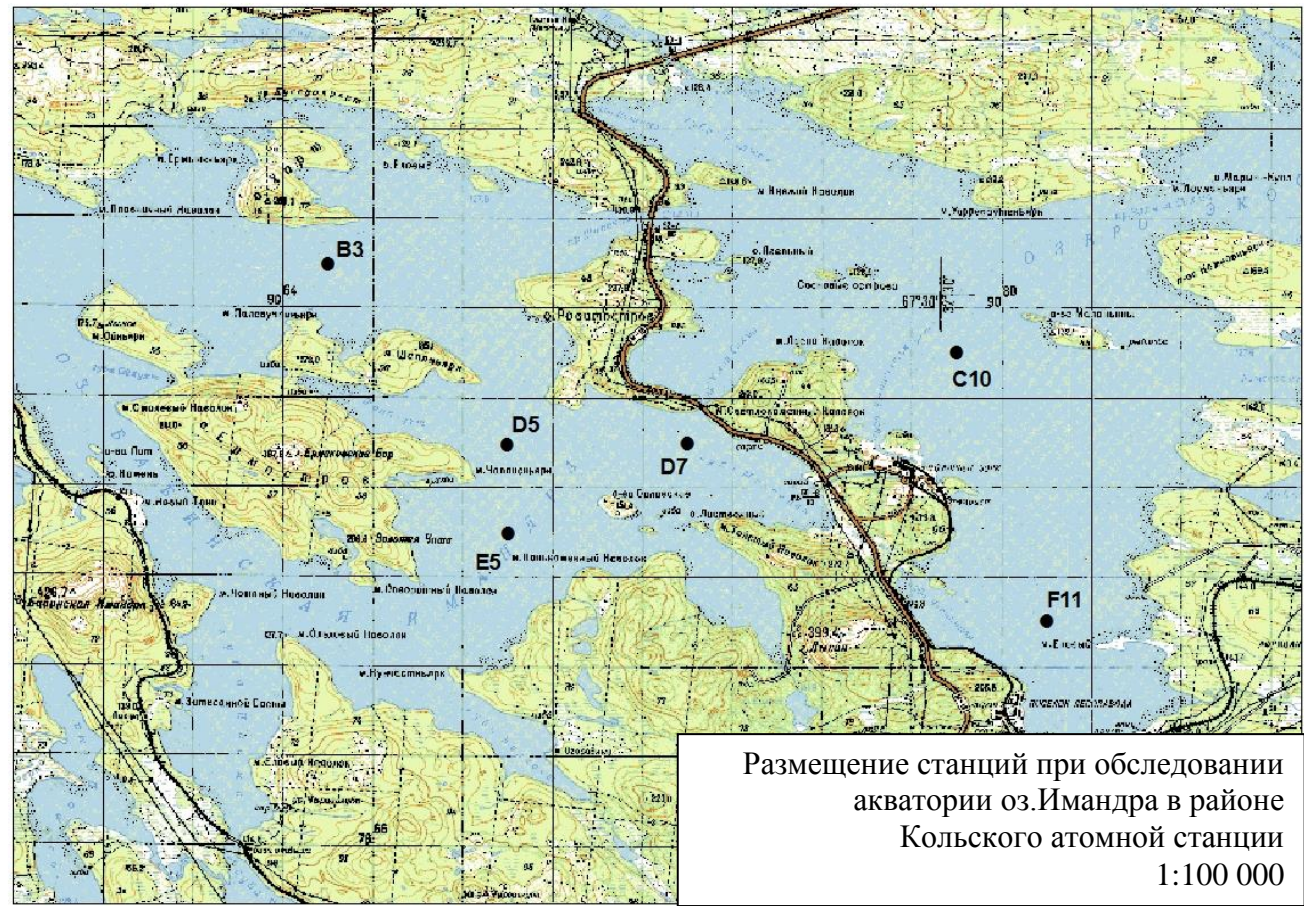


Рис.2. Схема отбора проб донных отложений на оз.Имандра в 2011 г.

мягких ДО, с высокими значениями влажности и содержания органического материала, а в случае антропогенных нагрузок на водоем – с большими концентрациями ЗВ, Л. Хокансон назвал аккумуляционной зоной (Håkanson, 1980). Именно в этой зоне и отмечаются наибольшие содержания ЗВ, в том числе и ТМ. В донных отложениях водоема-охладителя Запорожской АЭС наибольшие концентрации тяжелых металлов выявлены в илистых отложениях, характеризующихся максимальным содержанием тонкодисперсных частиц (Мороз, 2011).

Максимальные концентрации большинства токсичных загрязняющих ТМ в поверхностном слое (0-1 см) ДО среди всех исследованных 6 станций отмечены на станции F-11 в Зашейковской губе плеса Йокостровская Имандра (табл.3, рис.3-6). Исследование химического состава толщи ДО Зашейковской губы вызывает интерес вследствие того, что через эту акваторию происходит сток практически всего растворенного и взвешенного материала, поступившего в оз.Имандра с территории водосбора и с промышленными стоками предприятий. Здесь, недалеко от истока реки Нивы, единственной вытекающей из оз.Имандра, образуется своеобразный геохимический барьер и создаются условия для аккумуляции ТМ в ДО, в первую очередь Ni и Cu, приносимые из акватории Большой Имандры, где уже в течение более 40 лет отмечены высокие концентрации ТМ (Беляева и др., 1971; Чижиков и др., 1976; Чижиков, 1980; Моисеенко, Яковлев, 1990; Моисеенко и др., 1996, 1997, 1998, 2002; Даувальтер и др., 1999, 2000; Даувальтер, 2000), источниками которых являются стоки комбината «Североникель», Оленегорского ГОКа и др. Концентрации Ni в поверхностных слоях станции F-11 более чем в 20 раз превышают среднее фоновое содержание этого металла в ДО оз.Имандра (по результатам исследований (Моисеенко и др., 2002)), Cu, Pb и Cd – более чем в 3 раза, Zn и Co – в 2 раза. Наряду с вышеперечисленными ТМ, наблюдается также рост содержания Mn в 5 раз, что связано, скорее всего, с резкими изменениями физико-химической обстановки в придонных слоях воды и верхних слоях ДО, а не с загрязнением. Условия и причины концентрации Mn и Fe в ДО в оз.Имандра и образования в них железомарганцевых конкреций и фрамбоидального пирита описаны ранее (Даувальтер, Ильяшук, 2007; Нерадовский и др., 2009).

Второй по наиболее высоким концентрациям загрязняющих токсичных ТМ является станция С-10, расположенная недалеко от водозаборного канала КАЭС (табл.3, рис.3-6). На этой акватории Йокостровской Имандры (наиболее глубокое место между Маланьиными и Сосновыми островами), как и на акватории станции F-11, также происходит осаждение материала, поступившего из более загрязненных акваторий Большой Имандры. Концентрации Ni здесь доходят до 700 мкг/г, Cd – до 0.83 мкг/г, As – до 25 мкг/г (наибольшая концентрация этого высокотоксичного элемента среди исследуемых станций). На станции С-10 зафиксированы также наибольшие концентрации Fe (15%), Sr (более 100 мкг/г), P (около 2500 мкг/г), органического материала (величина ППП около 19%), что является следствием поступления стоков не только комбината «Североникель», но и также других источников загрязнения, расположенных на берегах и водосборе оз.Имандра, – ОАО «Апатит», Оленегорского ГОКа, хозяйственно-бытовых стоков населенных пунктов и т.д. Хотя, как и в случае с Mn, высокие концентрации Fe могут быть связаны с резкими изменениями физико-химической обстановки в придонных слоях воды и верхних слоях ДО.

Таблица 3

Концентрации (мкг/г сухого веса) металлов, величины влажности и потерь веса при прокаливании (%) в поверхностных (0-1 см) и фоновых слоях донных отложений и значения коэффициента C_f и степени загрязнения C_d на исследованных станциях Йокостровской и Бабинской Имандры

Станция	Слой, см	H ₂ O	ППП	Cu	Ni	Zn	Co	Cd	Pb	As	Hg	Mn	Fe	Sr	Cr	Al	P	C_d
B-3	0-1	88.12	12.42	109	205	100	23	0.54	21.4	8.2	0.066	11000	37984	68	86	23448	1766	
	19-20	78.08	6.67	50	60	90	22	0.18	4.8	1.3	0.032	689	33333	42	93	27945	1765	
	C_f			2.2	3.4	1.1	1.0	3.0	4.4	6.2	2.1	16.0	1.1	1.6	0.9	0.8	1.0	23.4
C-10	0-1	88.21	18.67	120	695	110	33	0.83	14.3	25.4	0.050	36364	150464	114	57	16851	2462	
	17-18	84.73	13.61	40	38	70	15	0.20	3.6	7.9	0.034	1727	41667	35	88	24156	2047	
	C_f			3.0	18.2	1.6	2.3	4.2	4.0	3.2	1.5	21.1	3.6	3.3	0.6	0.7	1.2	38.0
D-5	0-1	89.78	13.38	150	300	120	19	0.76	28.4	10.0	0.106	9556	33333	78	73	23014	1108	
	19-20	77.59	10.08	40	70	90	25	0.19	4.2	4.1	0.024	738	32222	31	86	26197	1216	
	C_f			3.8	4.3	1.3	0.8	3.9	6.7	2.5	4.4	12.9	1.0	2.5	0.9	0.9	0.9	27.6
D-7	0-1	88.82	13.72	77	130	90	19	0.45	19.5	7.3	0.058	2368	32222	40	79	21972	1055	
	19-20	76.40	4.32	67	52	90	28	0.14	5.4	3.7	0.010	2636	49180	43	90	25610	1282	
	C_f			1.2	2.5	1.0	0.7	3.2	3.6	2.0	5.8	0.9	0.7	0.9	0.9	0.9	0.8	20.0
E-5	0-1	90.10	13.77	143	225	100	21	0.59	26.9	8.7	0.094	5780	35676	70	84	24146	1256	
	23-24	77.40	8.03	60	52	80	27	0.12	3.6	1.9	0.030	1455	47458	34	107	29620	1810	
	C_f			2.4	4.3	1.3	0.8	4.9	7.4	4.6	3.1	4.0	0.8	2.1	0.8	0.8	0.7	28.8
F-11	0-1	89.53	12.83	160	1143	210	62	1.47	23.8	18.0	0.060	37846	73938	112	62	24156	1839	
	15-16	86.00	14.47	50	248	160	34	0.40	7.2	22.9	0.024	7187	145342	45	79	24247	3110	
	C_f			3.2	4.6	1.3	1.8	3.6	3.3	0.8	2.5	5.3	0.5	2.5	0.8	1.0	0.6	21.1

ПРИМЕЧАНИЕ. Значения C_d подсчитаны для 8 загрязняющих тяжелых металлов (Ni, Cu, Co, Zn, Pb, Cd, As, Hg).

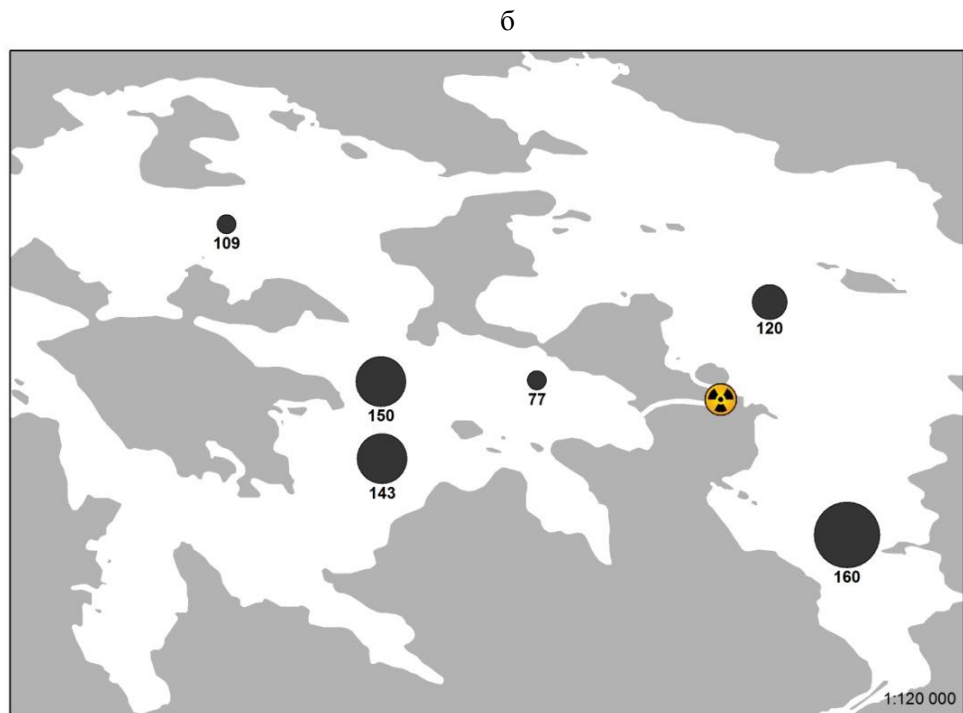
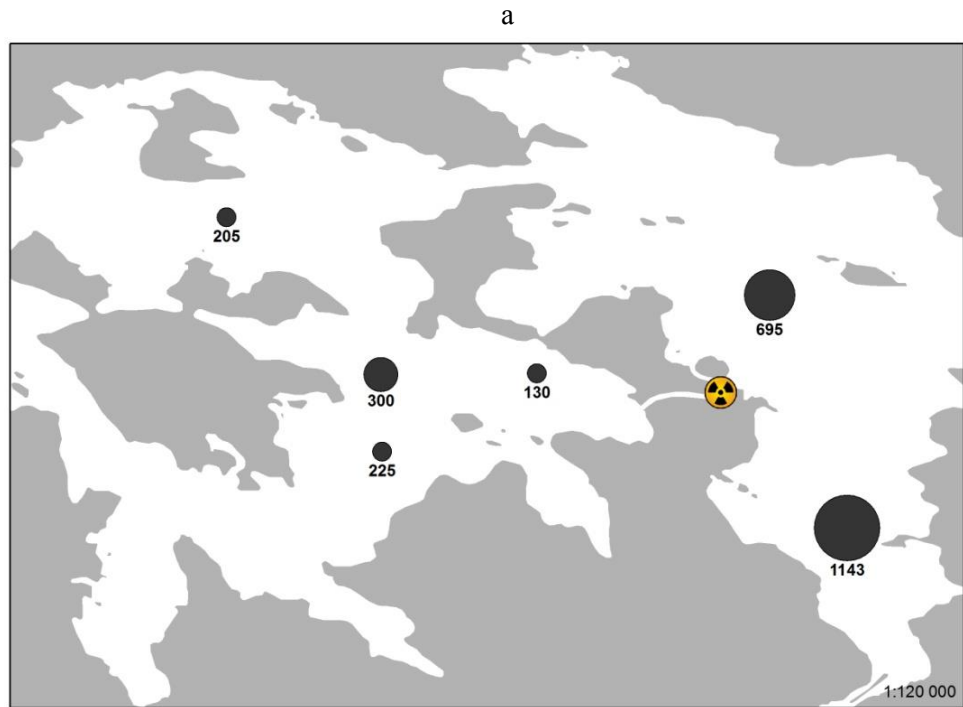


Рис.3. Концентрации (мкг/г сух. веса) Ni (а) и Si (б) в поверхностном слое (0-1 см) ДО оз.Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС

а



б



Рис.4. Концентрации (мкг/г сух. веса) Zn (а) и Co (б) в поверхностном слое (0-1 см) ДО оз.Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС

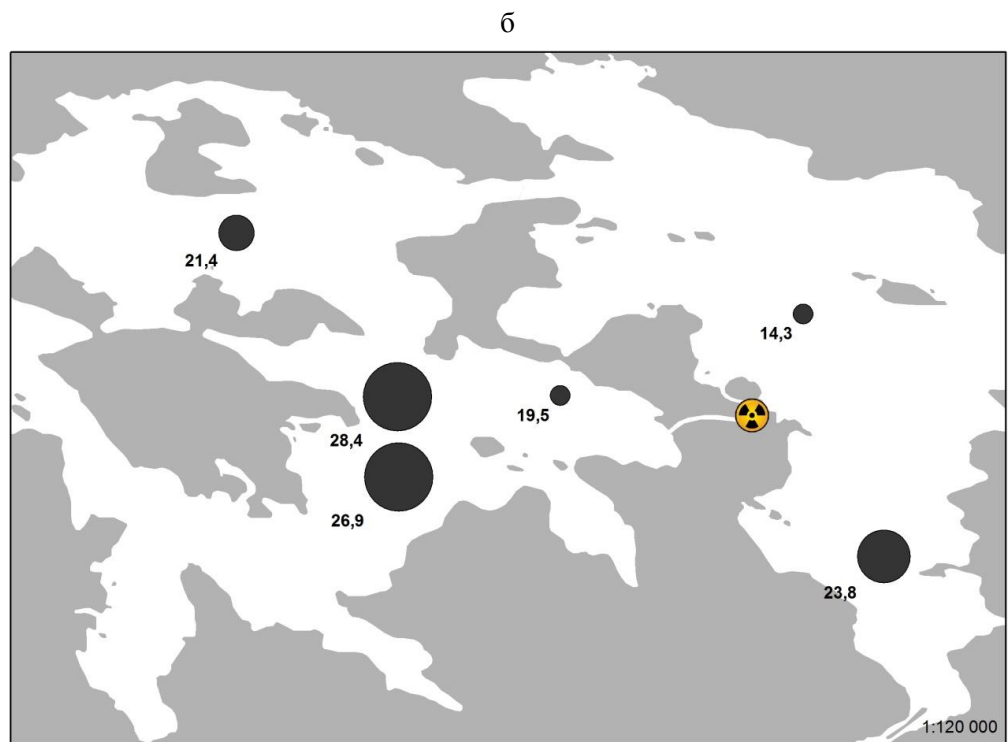
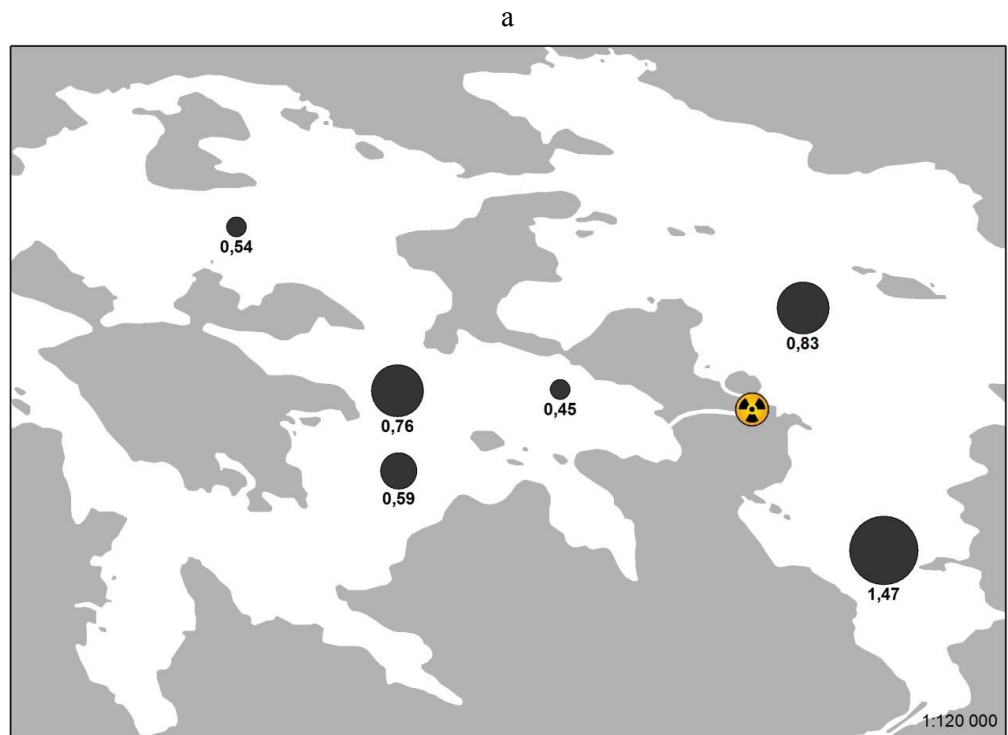


Рис.5. Концентрации (мкг/г сух. веса) Cd (а) и Pb (б) в поверхностном слое (0-1 см) ДО оз.Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС

а



б



Рис.б. Концентрации (мкг/г сух. веса) As (а) и Hg (б) в поверхностном слое (0-1 см) ДО оз. Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС

В плесе Бабинская Имандра станции D-5 и E-5 расположены довольно близко друг к другу, они самые глубокие (глубина озера 33 и 38 м соответственно). Концентрации ТМ на них самые высокие в Бабинской Имандре (табл.3, рис.3-6). Например, содержание Ni в поверхностном слое ДО на станциях D-5 и E-5 достигло 300 и 225 мкг/г соответственно, что более чем в 4 раза выше средних фоновых содержаний по оз.Имандра, Cu – 150 и 143 мкг/г соответственно, что в 3 раза выше средних фоновых содержаний, Hg – 0.106 и 0.094 мкг/г соответственно (наибольшие концентрации из всех 6 исследуемых станций), что более чем в 3 раза выше средних фоновых содержаний, Pb – 28 и 27 мкг/г соответственно (также наибольшие концентрации среди 6 исследуемых станций), что более чем в 5 раз выше средних фоновых содержаний. На этой глубокой акватории плеса Бабинская Имандра происходит осаждение тонкодисперсных взвешенных частиц с большой удельной поверхностью и максимальными способностями сорбировать загрязняющие вещества, в том числе и ТМ. Поэтому поверхностные слои ДО этой акватории обогащены ТМ, поступающими главным образом аэротехногенным путем, как из довольно близко расположенных источников (комбинат «Североникель»), так и в результате глобального загрязнения атмосферы Северного полушария (такими ТМ, как Cd, Pb, Hg).

Станция В-3 расположена между островами Ерм и Хорт и также довольно глубокая – 24 м, но другие гидрологические условия, прежде всего более высокие горизонтальные скорости перемещения водных масс, создают на этой акватории условия для осаждения меньшего количества тонкодисперсных частиц, обладающих большой сорбционной способностью, чем на станциях D-5 и E-5 (табл.3, рис.3-6). Поэтому концентрации практически всех ТМ (за исключением Co) в поверхностных слоях ДО на этой станции меньше, чем на вышеназванных станциях Бабинской Имандры.

Наименьшие концентрации практически всех металлов, в том числе и ТМ, в поверхностных слоях ДО зафиксированы на станции D-7, расположенной на выходе из Молочной губы (табл.3, рис.3-6). Вероятно, это происходит по следующим причинам. Глубина озера на этой станции минимальна (17.7 м) из всех исследованных в Бабинской Имандре. В Молочную губу сбрасывают подогретые воды Кольской АЭС, и скорости течения в губе довольно высоки, чтобы препятствовать осаждению значительного количества тонкодисперсного материала, обладающего хорошими сорбционными свойствами.

Вертикальное распределение элементов в донных отложениях

Исследование химического состава толщи ДО позволяет восстановить историю условий их формирования на отдельных участках озер, базируясь на определении фоновых значений содержания различных элементов в ДО и изменений их поступления в течение длительного периода времени. Эти исследования весьма актуальны для территорий с интенсивной антропогенной нагрузкой, высокоразвитой горнопромышленной индустрией, где существует аномальное распределение элементов вследствие геохимических особенностей и антропогенного влияния на них. Особую научную значимость они приобретают, когда известна скорость осадконакопления или когда ее можно определить по каким-либо косвенным данным, например по этапам развития основных

источников загрязнения и интенсивности поступления загрязняющих веществ в водоем или на территории его водосбора.

Спокойные ненарушенные места аккумуляции ДО могут содержать исторические записи прошлых условий (климатических, геохимических), существовавших на водосборе водоема и в самом водоеме. Если найдены и изучены достаточно большие по площади и стабильные во времени места осадконакопления (в которых не происходит физических и химических изменений), исследователь может выявить геохимические изменения во времени, что, в свою очередь, дает возможность установить фоновые значения для данной территории, которые могут быть сравнены с существующими условиями.

Вследствие загрязнения оз.Имандра сточными водами горно-металлургического комплекса, коммунально-бытовыми стоками населенных пунктов и промышленных предприятий на водосборе озера, ДО озера претерпели серьезные преобразования физического и химического состава. Эти изменения в большей степени затронули плес Большая Имандра, но также нашли отражение и в Йокостровской и Бабинской Имандре (Моисеенко и др., 1996, 2002).

Наиболее значительные преобразования произошли в толще ДО станции С-10, расположенной в Йокостровской Имандре между Маланыными островами и Светлокаменным наволоком, недалеко от истока единственной реки Нивы, вытекающей из оз.Имандра (рис.2). Здесь прослеживается аккумуляция ТМ, отмеченная ранее на акватории Большой Имандры (Моисеенко и др., 2002). В поверхностных 5 см ДО происходит также изменение физических характеристик, в первую очередь увеличивается содержание органического материала (величины ППП) с 14.5 до 19% (рис.7). Вероятно, это увеличение связано с повышением трофического статуса озера в последние десятилетия (Кашулин и др., 2012, 2013). Увеличение концентраций Ni в поверхностных слоях по сравнению с фоновыми произошло почти в 20 раз (с 38 до 700 мкг/г), Pb – в 4 раза (с 3.6 до 14.3 мкг/г), Cd – в 4 раза (с 0.20 до 0.83 мкг/г), Cu – в 3 раза (с 40 до 120 мкг/г), As – в 3 раза (с 8 до 25 мкг/г). Наряду с этими металлами, наблюдается рост и содержания Mn в 21 раз (с 0.17 до 3.6%), Fe в 3.6 раза (с 4.1 до 15%) и Sr в 3.3 раза (с 35 до 114 мкг/г). Увеличение содержания металлов по направлению к поверхности ДО связано с влиянием сточных вод комбината «Североникель», ОАО «Апатит», Оленегорского ГОКа и Африкандского рудоуправления, содержащих повышенные концентрации ТМ, сульфатов, флотореагентов. Вместе с тем, наблюдается устойчивая тенденция к снижению концентраций Al и Cr к поверхности ДО. Рост содержания Mn и Fe в поверхностных слоях ДО, как было отмечено ранее, связан скорее всего с резкими изменениями физико-химической обстановки в придонных слоях воды и верхних слоях ДО.

На станции F-11, на которой были зафиксированы максимальные концентрации в поверхностных слоях ДО практически всех ТМ, четкого разделения на загрязненные и фоновые слои в колонке, отобранной в 2011 г., не зафиксировано (рис.2). Это связано с тем, что на акватории этой станции происходило интенсивное осаждение взвешенного материала, связанное с изменением гидрологических условий, в первую очередь с изменением скорости течения. Поэтому на этой станции скорости осадконакопления достаточно высокие, и 16-см колонки было недостаточно, чтобы захватить фоновые слои ДО, отложившиеся до индустриального

освоения водосбора оз.Имандра. Другим объяснением высоких концентраций ТМ по всей отобранной колонке на этой станции может быть также то, что в пос.Зашеек, находящемся вблизи станции F-11, недалеко от истока р.Нива, долгое время существовал лесозавод, к которому сплавливали лес по оз.Имандра. Дно озера в этом месте было усеяно топливом, перемещение которого и могло привести к интенсивному перемешиванию верхней части ДО.

В колонке ДО, отобранной на станции F-11 в Зашеечной губе в 1993 г. (Моисеенко и др., 2002), наблюдается довольно четкое разделение толщи ДО – на поверхностную (0-6 см), загрязненную с повышенными концентрациями приоритетных загрязняющих металлов (Ni и Cu), и более глубокую, с фоновыми содержаниями ТМ (рис.8). В поверхностном слое колонки ДО, отобранной в 1993 г., происходит почти двукратное увеличение содержания органического материала (ППП) с 18 до 32%, связанное, как было сказано выше, с изменением трофического статуса озера. Увеличение концентраций Ni в поверхностных слоях по сравнению с фоновыми произошло более чем в 20 раз (с 30 до 700 мкг/г), Cu – более чем в 5 раз (с 30 до 153 мкг/г). Наряду с Ni и Cu, наблюдается также и рост содержания Mn в 6 раз (с 0.08 до 0.55%) и Sr почти в 30 раз (с 3 до 83 мкг/г), что связано с влиянием как сточных вод ОАО «Апатит», так и Африкандского рудоуправления, содержащих повышенные концентрации Ni, сульфатов, фторореагентов. Несовпадения распределения концентраций ТМ в колонках отобранных в 1993 и 2011 гг. могут быть связаны с тем, что, как было сказано выше, в Зашеечной губе велась интенсивная хозяйственная деятельность и колонка ДО, отобранная в 2011 г., затронула участок с нарушенными ДО.

Довольно значительные изменения химического состава произошли в толще ДО самых глубоких из исследуемых станций – D-5 и E-5. В верхних 2-3 см ДО наблюдается повышенное содержание органического материала (рис.9 и 10). Рост содержания приоритетных для региона загрязняющих металлов Ni и Cu зафиксирован в верхних 2-4 см ДО. Заметное увеличение концентраций Pb отмечается на большей глубине ДО – начиная с 12 см на станции D-5 и 7 см на станции E-5. Установленная закономерность (заметное увеличение концентраций Pb на больших глубинах, чем содержания Ni и Cu) отмечается и на станции C-10. Этот факт может свидетельствовать о более раннем загрязнении Pb акваторий Йокостровской и Бабинской Имандры по сравнению с загрязнением Ni и Cu, источником которых являются предприятия горно-металлургической промышленности, в первую очередь комбинат «Североникель». Источником более раннего поступления Pb, вероятно, является глобальное загрязнение атмосферы Северного полушария, которое может быть также и источником начального загрязнения другими халькофильными высокотоксичными элементами Hg и As, значительное загрязнение которыми происходит в поверхностных частях ДО станций D-5 и E-5 (рис.9 и 10). В последние годы большой вклад в загрязнение этими элементами вносят индустриальные источники, в первую очередь горно-металлургические предприятия, сжигание угля и других видов ископаемого топлива на энергетических установках, в двигателях внутреннего сгорания и т.д. Мощность верхних, загрязненных халькофильными элементами слоев ДО на станции E-5 больше, чем на станции D-5, что может быть объяснено различными скоростями осадконакопления вследствие изменения гидродинамических условий – глубины станций, скоростей течения и т.д.

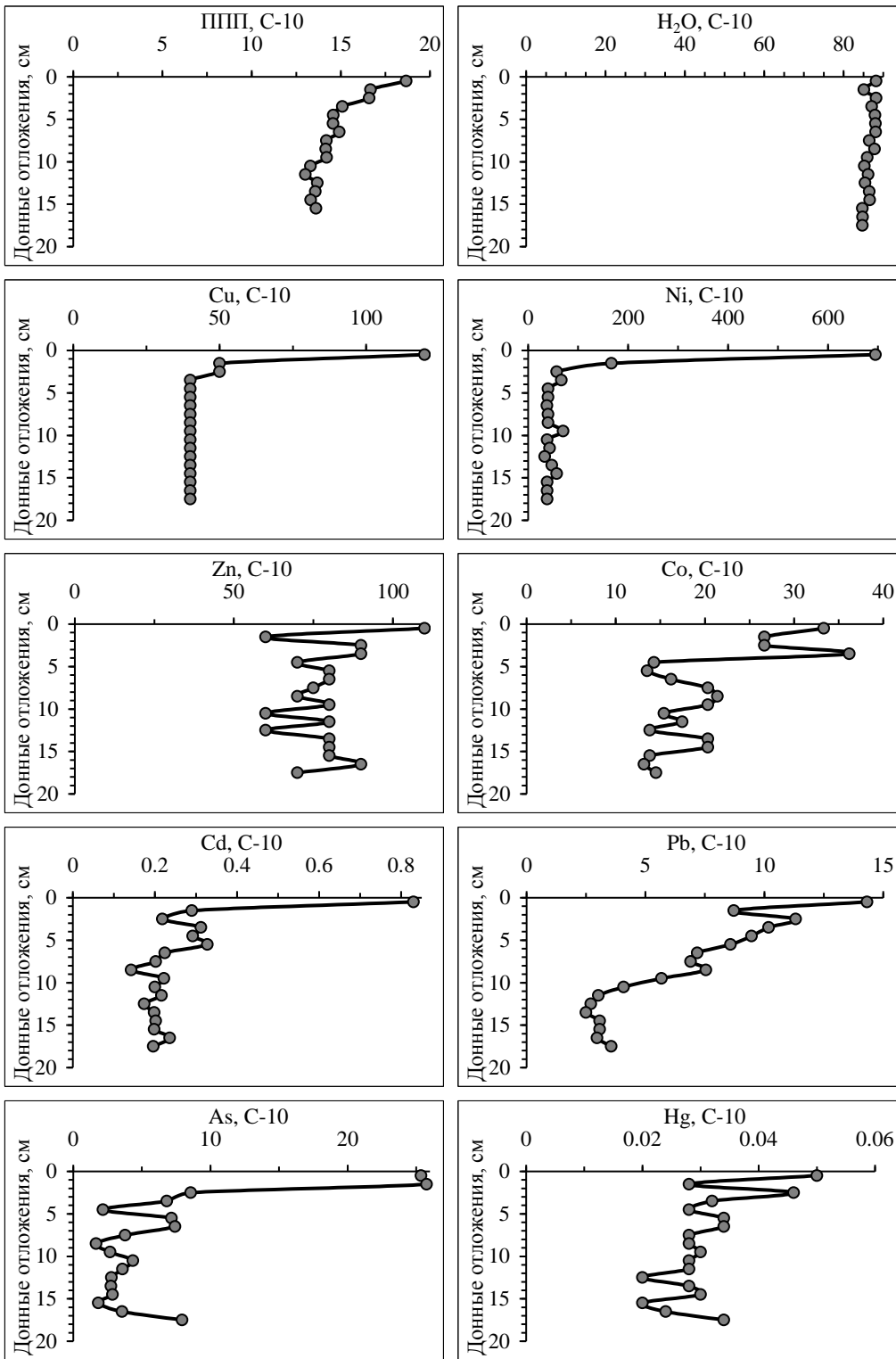


Рис.7. Вертикальное распределение влажности (H₂O, %) и ППП (%), ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО станции С-10

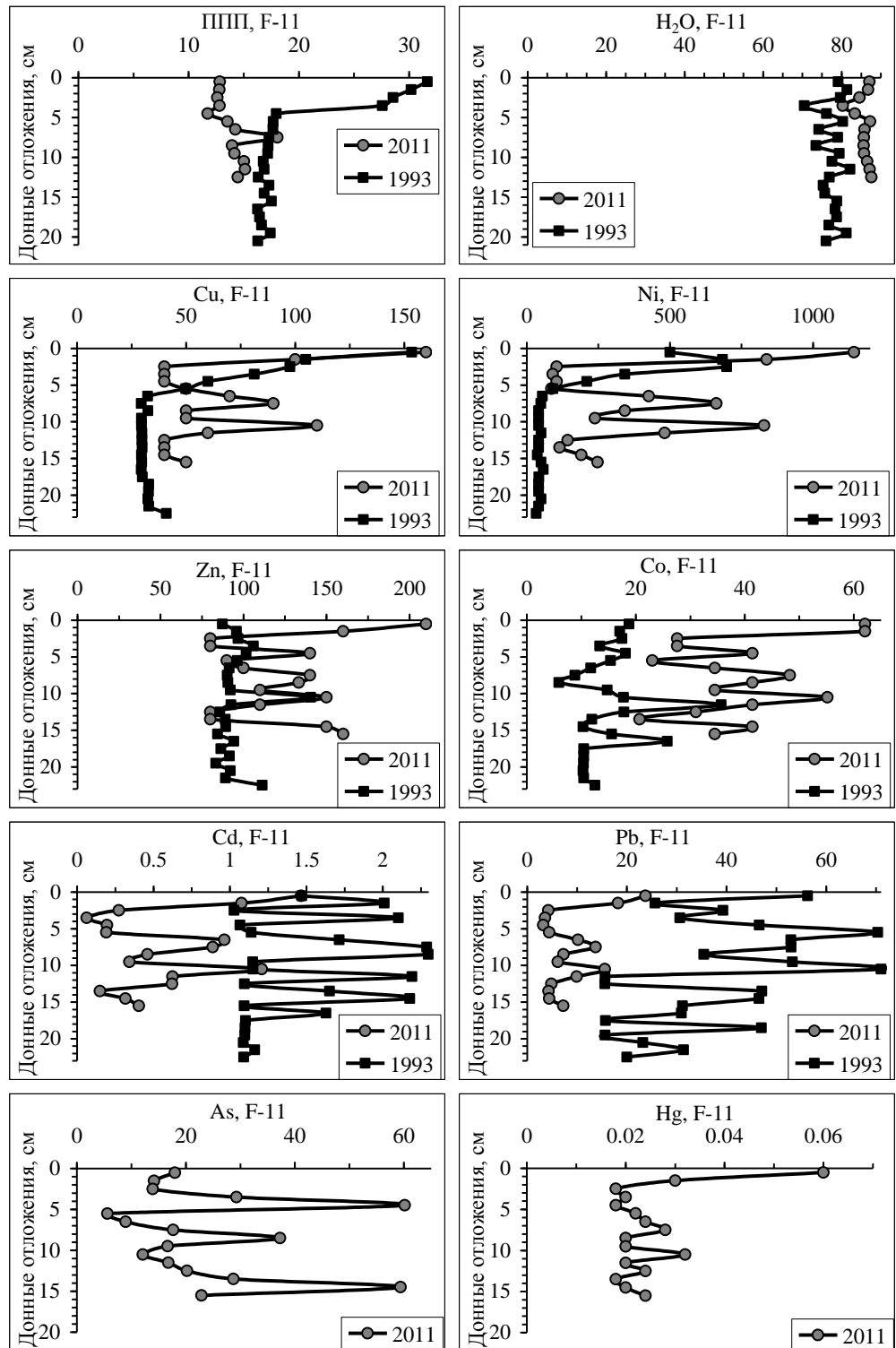


Рис.8. Вертикальное распределение влажности (H_2O , %) и ППП (%), ТМ ($\mu\text{кг}/\text{г}$ сух. веса) в ДО станции F-11

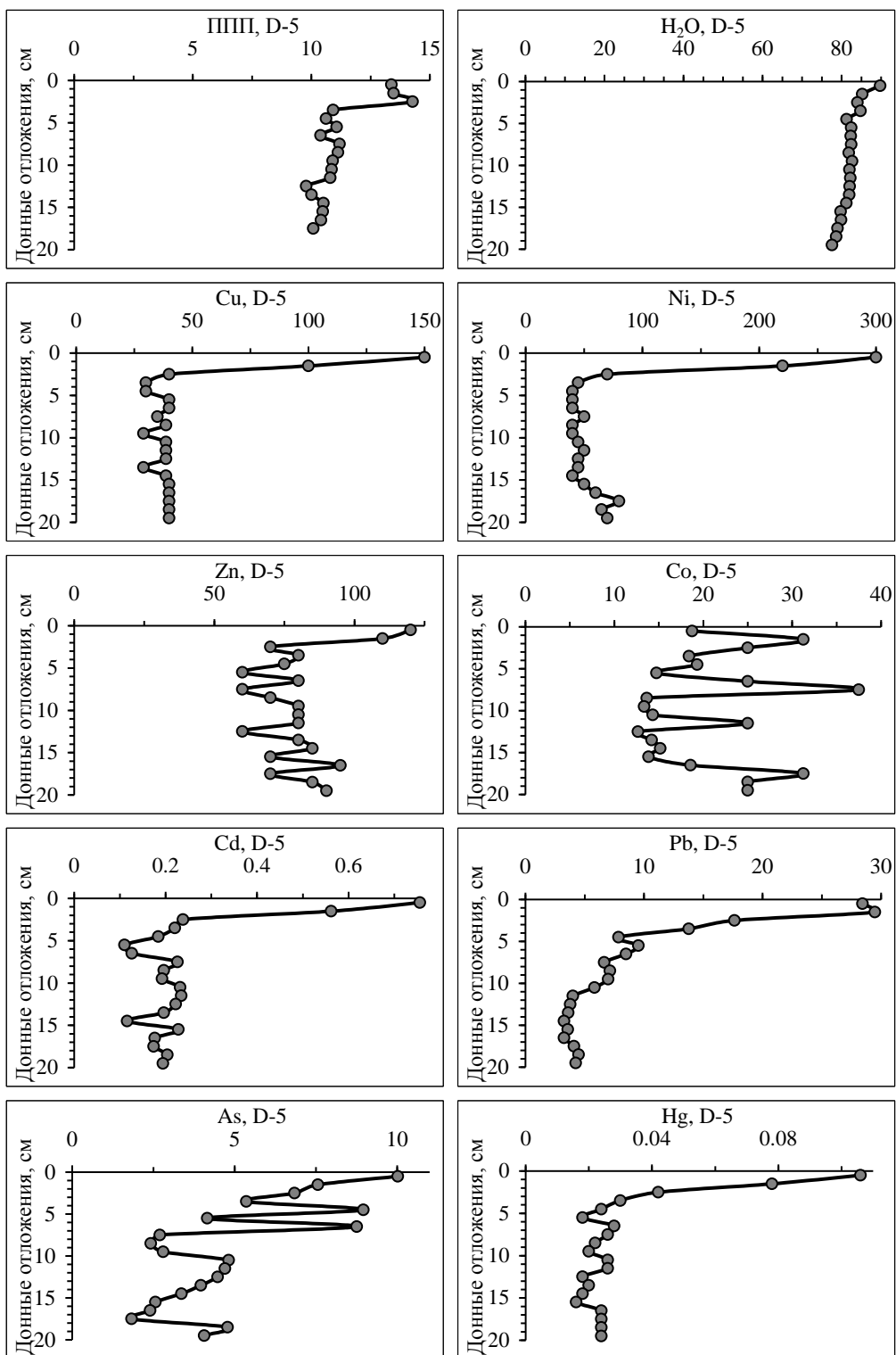


Рис.9. Вертикальное распределение влажности (H₂O, %) и ППП (%), ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО станции D-5

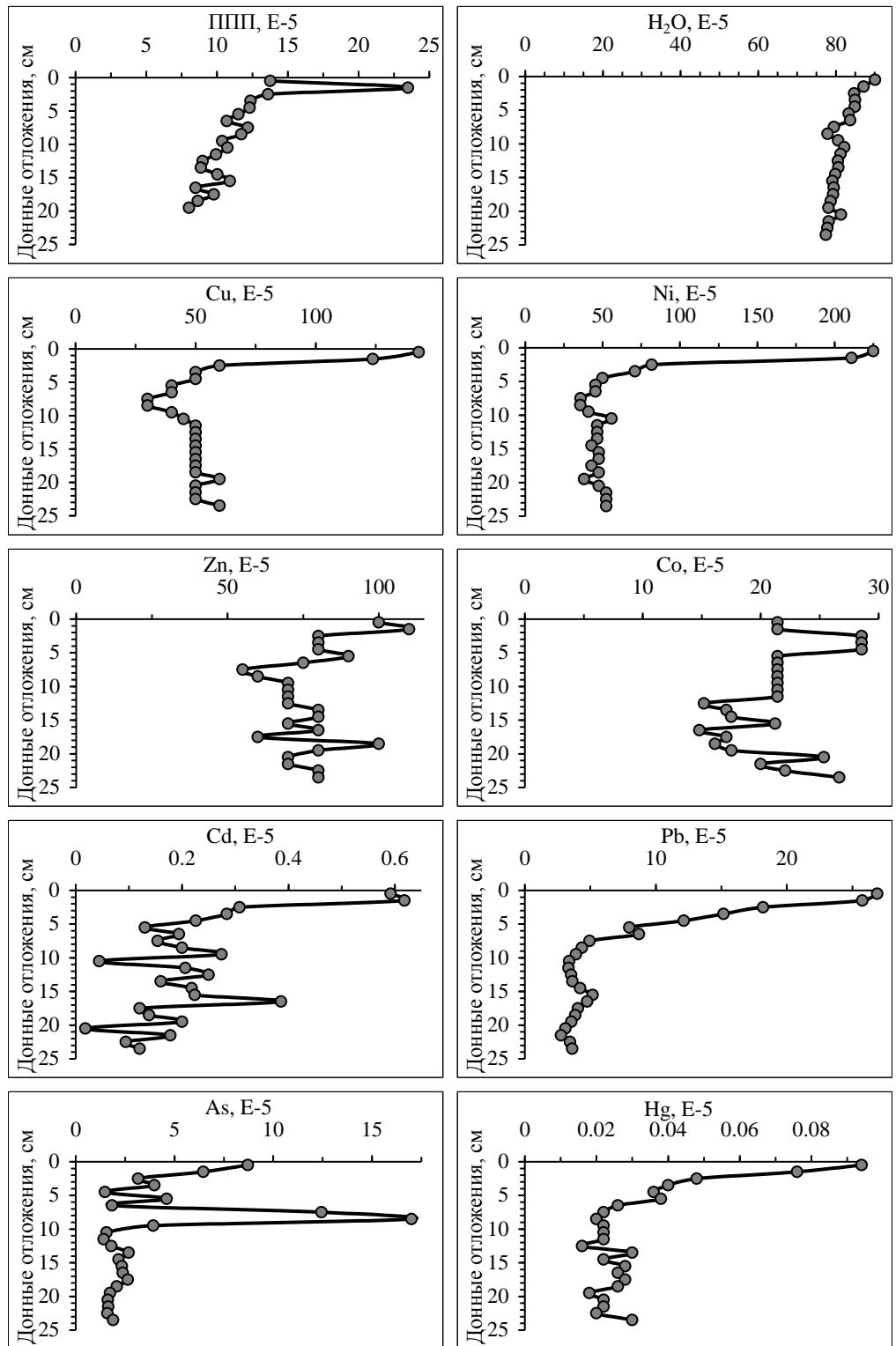


Рис.10. Вертикальное распределение влажности (H₂O, %) и ППП (%), ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО станции E-5

Не столь значительные изменения отмечены в толще ДО станции В-3, но они заметны в верхних 3 см колонки, особенно для таких ТМ, как Ni, Cu, Cd, Pb, Hg (рис.11). Концентрации практически всех ТМ (за исключением Co) в поверхностных слоях ДО на этой станции меньше, чем на станциях D-5 и E-5. Зафиксировано существенное увеличение концентраций As (до 25 мкг/г) в слое 3-4 см, а затем снижение до 1.3 мкг/г в самом глубоком слое этой колонки (19-20 см). Затем в верхних слоях происходит снижение содержания As до 8.2 мкг/г (в поверхностном слое). Подобное распределение этого элемента отмечено и в колонке ДО станции E-5, в которой в интервале 7-9 см происходит увеличение концентраций As до 17 мкг/г, а далее они уменьшаются в слое 2-7 см и увеличиваются до 9 мкг/г в поверхностном слое. Для содержания органического материала (ППП), Ni, Cu, Co, Zn и Pb отмечено практически полное совпадение в распределении содержания в колонках, отобранных в 1993 и 2011 гг., особенно для Ni и Cu. Это говорит о том, что, во-первых, условия седиментации не изменились за последние 20 лет и, во-вторых, это является очень хорошим контролем качества проведения химических анализов в Лаборатории водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН. Концентрации Co немного выше в колонке, отобранной в 2011 г., а содержание Pb, наоборот, в ДО, отобранных 1993 г., выше в 2-3 раза, но по профилю распределения содержания Co и Pb полностью совпадают.

В Молочную губу Бабинской Имандры сбрасываются подогретые на 10-12°C воды, используемые для охлаждения агрегатов Кольской атомной электростанции и забираемые из Глубокой губы Йокостровской Имандры. Поэтому акватория Молочной губы, наряду с тепловым загрязнением, испытывает также и влияние относительно более загрязненных вод Йокостровской Имандры (рис.12). Вследствие этого в колонке ДО станции D-7 наблюдается рост концентраций в поверхностных слоях Hg почти в 6 раз (с 0.01 до 0.058 мкг/г), Pb, Cd и Ni примерно в 3 раза (с 5.4 до 20, с 0.14 до 0.45 и с 52 до 130 мкг/г соответственно), As – в 2 раза (с 3.7 до 7.3 мкг/г). Вместе с тем, отмечено снижение концентраций Mn, Fe, Sr, Cr и Al по направлению к поверхности ДО. Повышенные концентрации Ni и Cu отмечены только в самом поверхностном слое, а в интервале 1-4 см отмечается снижение концентраций этих металлов до минимальных значений в колонке ДО станции D-7 (рис.5). Вероятно, это обусловлено с аккумуляцией грубообломочного материала на акватории Молочной губы, связанной со строительством и первыми годами эксплуатации подводящего и сбросного каналов, да и в целом всей Кольской АЭС. Этот грубообломочный материал мог поступать не только по каналам, но и воздушным путем с пылью со строительных площадок. Как и на станции В-3, отмечено практически полное совпадение в распределении содержания Ni, Cu и Zn в колонках, отобранных в 1993 и 2011 гг. Для Pb также зафиксирована аналогичная картина: содержание металла в ДО, отобранных 1993 г., выше в 2-3 раза по сравнению с колонкой 2011 г., но профили распределения содержания Pb полностью совпадают.

Практически для всех колонок ДО исследуемых станций характерно увеличение содержания Ni и Cu в верхних 1-4 см. Различная мощность отложений, загрязненных этими ТМ, может свидетельствовать о разных скоростях осадконакопления в отдельных акваториях Бабинской и Йокостровской Имандры.

Как было отмечено выше в описании результатов исследований, распределение элементов в колонках ДО исследованных станций оз.Имандра имеет общие закономерности формирования химического состава. Для определения факторов, наиболее влияющих на формирование химического состава ДО, были проведены корреляционный (табл.4) и факторный (табл.5) анализы с использованием пакета Statistica (Version 6.1). При проведении данных анализов не учитывались результаты по ДО станции F-11, так как при отборе колонки не были получены фоновые слои ДО, а ДО, скорее всего, в месте отбора были перемешаны.

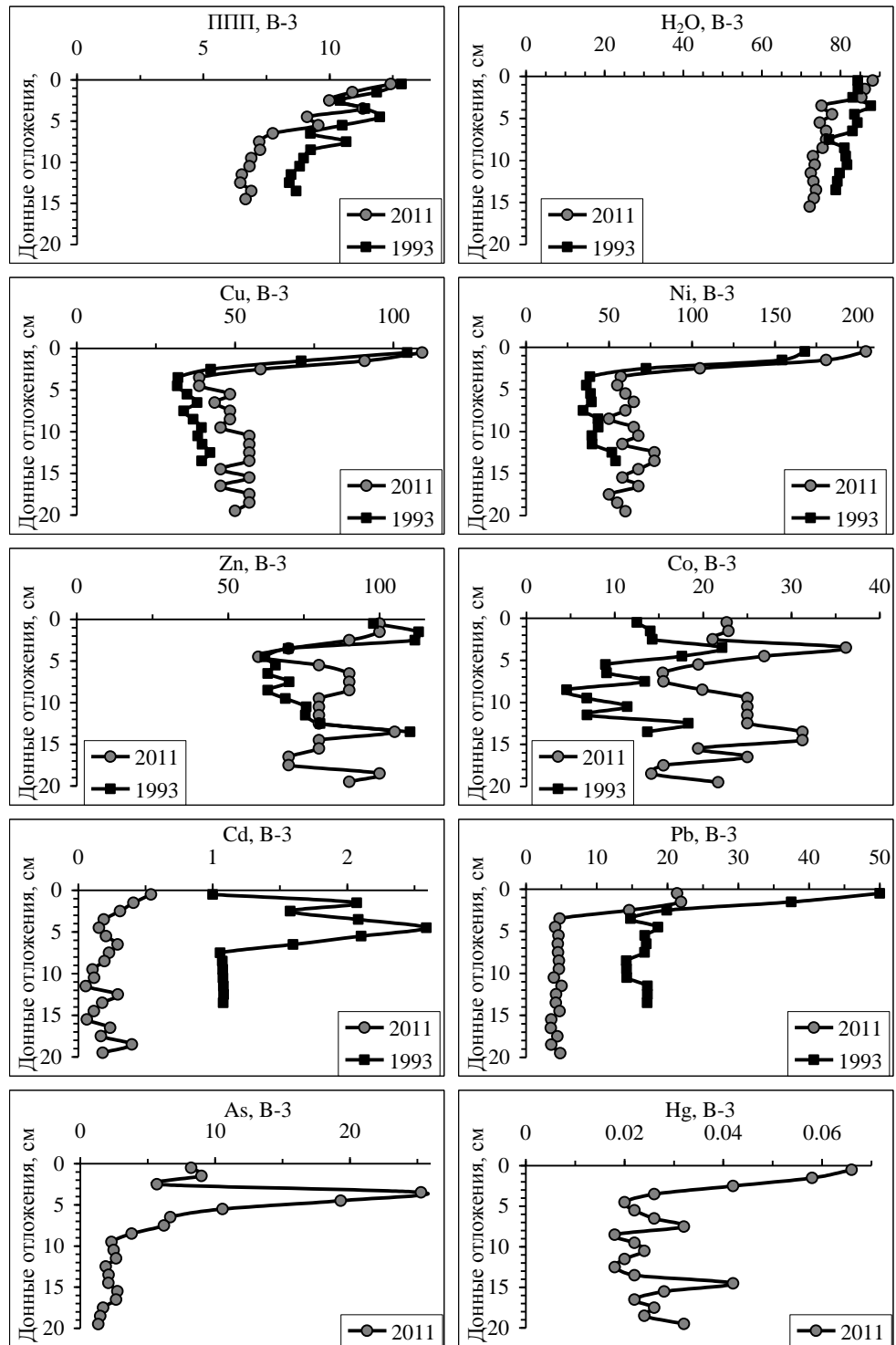


Рис. 11. Вертикальное распределение влажности (H_2O , %) и ППП (%), ТМ ($\mu\text{кг}/\text{г}$ сух. веса) в ДО станции В-3

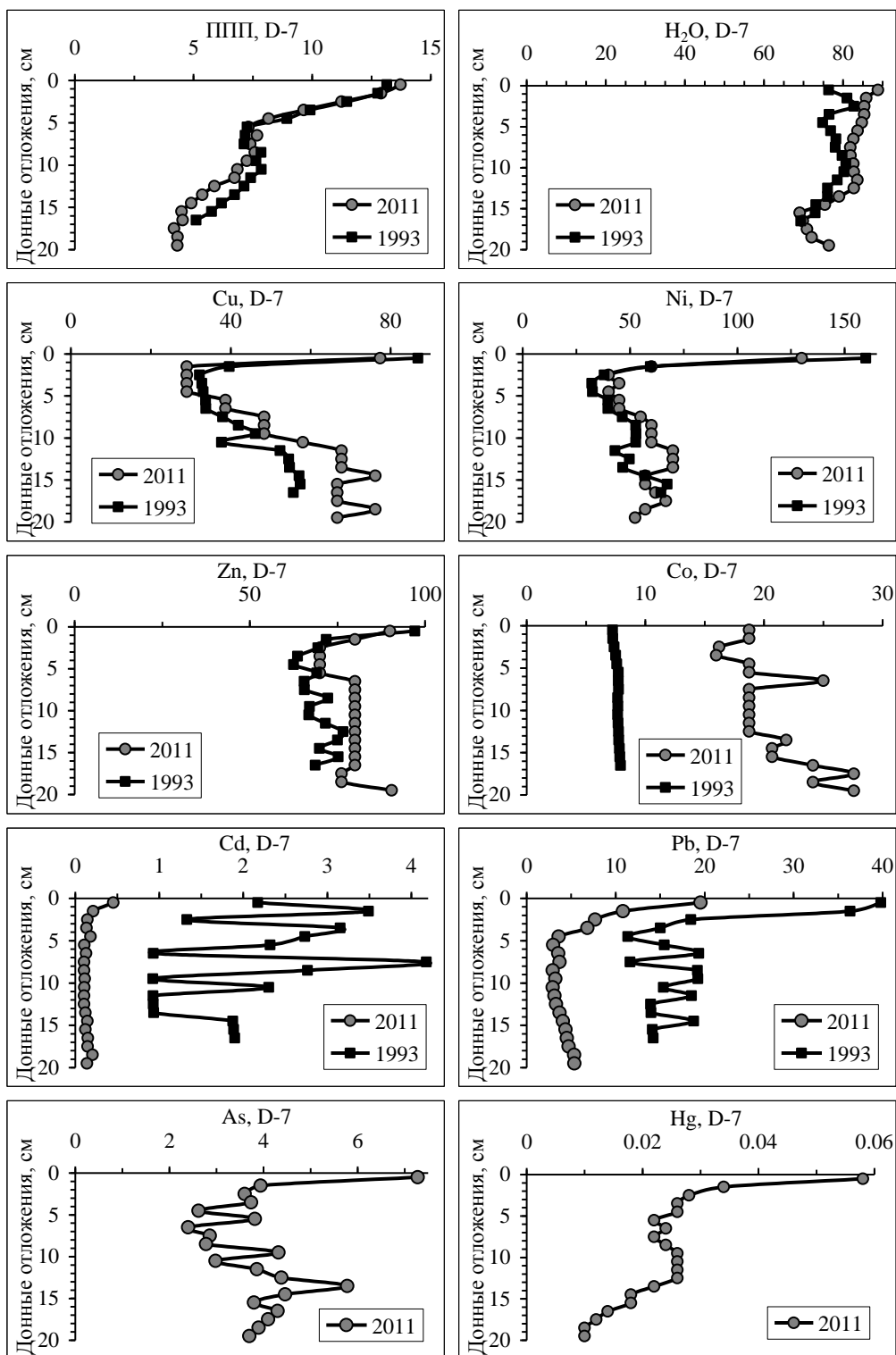


Рис.12. Вертикальное распределение влажности (H_2O , %) и ППП (%), ТМ ($\mu\text{кг}/\text{г}$ сух. веса) в ДО станции D-7

Таблица 4

Значения коэффициентов корреляции r между концентрациями элементов и значениями ППП и влажности (H_2O) в колонках ДО исследуемых станций оз.Имандра

	Слой	Cu	Ni	Zn	Co	Cd	Pb	Mn	Fe	Sr	Cr	Al	As	Hg	P	ППП	H ₂ O
Слой	1.00																
Cu	-0.25	1.00															
Ni	-0.34	0.74	1.00														
Zn	-0.22	0.72	0.81	1.00													
Co	-0.21	0.40	0.63	0.51	1.00												
Cd	-0.45	0.76	0.89	0.79	0.47	1.00											
Pb	-0.68	0.70	0.54	0.54	0.33	0.73	1.00										
Mn	-0.48	0.51	0.61	0.45	0.51	0.61	0.65	1.00									
Fe	-0.32	-0.09	0.14	-0.14	0.37	0.06	0.10	0.32	1.00								
Sr	-0.49	0.70	0.72	0.55	0.50	0.74	0.73	0.89	0.30	1.00							
Cr	0.66	-0.14	-0.31	-0.12	-0.23	-0.31	-0.39	-0.48	-0.51	-0.44	1.00						
Al	0.65	0.02	-0.20	0.05	-0.17	-0.31	-0.47	-0.49	-0.66	-0.43	0.75	1.00					
As	-0.51	0.31	0.51	0.22	0.40	0.46	0.34	0.47	0.70	0.53	-0.62	-0.63	1.00				
Hg	-0.57	0.73	0.50	0.54	0.24	0.69	0.90	0.53	0.04	0.64	-0.27	-0.33	0.30	1.00			
P	0.03	-0.16	-0.01	-0.17	0.16	-0.08	-0.16	-0.02	0.59	-0.04	-0.01	-0.22	0.29	-0.04	1.00		
ППП	-0.57	0.16	0.28	0.14	0.07	0.46	0.53	0.43	0.34	0.43	-0.34	-0.63	0.35	0.54	0.10	1.00	
H ₂ O	-0.64	0.19	0.31	0.24	-0.02	0.45	0.55	0.34	0.09	0.33	-0.38	-0.49	0.22	0.60	-0.08	0.77	1.00

ПРИМЕЧАНИЕ. Корреляционная связь достоверно устанавливается при $r > 0.25$ ($p < 0.01$) при выборке $n=102$.

Таблица 5

Факторная модель химического состава ДО исследуемых станций оз.Имандра

	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
Слои	0.747	0.187	0.352
Cu	-0.640	0.575	0.337
Ni	-0.787	0.216	0.297
Zn	-0.501	0.652	0.199
Co	-0.354	-0.226	0.616
Cd	-0.848	0.327	-0.007
Pb	-0.860	0.286	-0.123
Mn	-0.762	-0.055	0.203
Fe	-0.380	-0.828	0.232
Sr	-0.844	0.068	0.265
Cr	0.560	0.531	0.058
Al	0.658	0.622	0.208
As	-0.607	-0.527	0.267
Hg	-0.831	0.353	-0.136
P	-0.046	-0.617	0.222
ППП	-0.676	-0.177	-0.503
Влажность	-0.578	0.022	-0.711
Общая дисперсия	7.458	3.254	1.868
Вес фактора, %	43.9	19.1	11.0

Исследуемая акватория оз.Имандра, как было отмечено ранее, несмотря на довольно значительное удаление от основных источников загрязнения, подвержена влиянию сточных вод и атмосферных выбросов комбината «Североникель», ОАО «Апатит», «Олкон». Поэтому деятельность этих горно-металлургических предприятий, сточные воды и атмосферные выбросы как промышленных, так и городских хозяйственно-бытовых предприятий, а также трансграничные переносы из стран Западной Европы оказывают непосредственное влияние на формирование химического состава ДО озера. В толще ДО наблюдается увеличение концентраций по направлению к поверхности ДО практически всех исследованных элементов, что проявляется в высоком отрицательном значении коэффициента корреляции содержания элементов с глубиной слоя ДО (табл.4). Исключением из этого списка являются Cr, Al и P. Все исследованные ТМ имеют также высокие значения коэффициентов корреляции между собой, что также говорит в пользу предположения о том, что поступление ТМ в составе выбросов и стоков горно-металлургических предприятий является одним из главных факторов формирования химического состава ДО в современных условиях. Хром, алюминий и фосфор, а также железо, не попадают в этот список коррелирующих между собой элементов, а с некоторыми элементами они имеют довольно высокие отрицательные значения коэффициента корреляции. Халькофильные элементы (Cd, Pb, As и Hg) хорошо коррелируют с содержанием органического материала (ППП), что может говорить о том, что органические соединения являются хорошими сорбентами этих высокотоксичных и опасных для гидробионтов элементов.

Факторным анализом (табл.5) выявлен определяющий фактор, воздействующий на формирование химического состава донных отложений. Это влияние промышленных предприятий и коммунально-бытовых стоков на

территории водосбора озера. Практически по всем исследуемым ТМ (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb, As, Hg) отмечаются высокие отрицательные значения коэффициента в факторной модели (табл.5), и вес этого первого фактора имеет подавляющее преимущество (44%). К этому списку ТМ примыкает также Sr, а также значения ППП и влажности. Первый фактор проявляется также и в положительном коэффициенте «слоя» ДО (т.е. с увеличением глубины донных отложений происходит уменьшение концентраций элементов), а также в положительных значениях коэффициента корреляции Cr и Al. Вторым фактором, имеющим сравнительно небольшой вес (19%), являются, вероятно, геохимические условия, контролирующие процессы формирования химического состава ДО. В пользу этого предположения говорит высокий отрицательный коэффициент Fe – металл, чутко реагирующий на изменения физико-химических условий в толще воды и ДО, в первую очередь окислительно-восстановительной обстановки. Третий фактор, имеющий наименьший вес (11%), объединяет такие величины, как ППП и влажность ДО, т.е. показатели, определяющие природные условия формирования химического состава ДО.

Значения коэффициента C_f и степени загрязнения C_d

Для оценки загрязнения оз.Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС была выбрана методика Л. Хокансона (Håkanson, 1980), адаптированная для условий Европейской Субарктики с учетом выявленных закономерностей формирования химического состава ДО, фоновых содержаний элементов в ДО. Для оценки загрязнения акватории оз.Имандра токсичными веществами определяли значения коэффициента C_f^i и степени C_d загрязнения. Коэффициент загрязнения C_f^i подсчитывался как частное от деления концентрации элемента в поверхностном сантиметровом слое к фоновому значению, установленному в самой глубокой части колонки ДО; степень загрязнения C_d – как сумма коэффициентов загрязнения для всех загрязняющих веществ. Подробное описание методики Л. Хокансона приведено в ранее опубликованных работах (например, Даувальтер, 1999, 2012; Даувальтер и др., 2012). Для характеристики экологического состояния оз.Имандра данный подход наиболее приемлем, он позволяет представить характер загрязнения адекватным и стандартным для всех исследованных станций способом на основе коэффициента и степени загрязнения, что было показано в монографии (Моисеенко и др., 2002). Значения C_f по отдельным металлам и C_d для исследуемых станций оз.Имандра показаны в табл.3.

Среди всех исследованных станций максимальные значения коэффициента загрязнения (по Ni, Zn, Co) и степени загрязнения (высокое – по классификации Л.Хокансона) отмечены на станции С-10, куда поступают потоки водных масс, загрязненные стоками комбината «Североникель» и других промышленных объектов, расположенных на берегах оз.Большая Имандра (рис.13). Величины C_f^i для высокотоксичных халькофильных металлов Cd, Pb и As на этой станции относятся к значительным по классификации Хокансона. В целом эта акватория характеризуется (по классификации Хокансона) как высоко загрязненная.



Рис.13. Степень загрязнения C_d ДО оз.Имандра в зоне влияния стоков Кольской АЭС

На станции F-11, на которой были зафиксированы максимальные концентрации в поверхностных слоях ДО практически всех ТМ, значения коэффициента и степени загрязнения не самые высокие. Это связано с тем, что на акватории этой станции происходило интенсивное осаждение взвешенного материала, связанное с изменением гидрологических условий, в первую очередь с изменением скорости течения. Поэтому на этой станции скорости осадконакопления достаточно высокие, и 16-см колонки было недостаточно, чтобы захватить фоновые слои ДО, отложившиеся до индустриального освоения водосбора оз.Имандра. Другим объяснением высоких концентраций ТМ по всей отобранной колонке на этой станции может быть также то, что в пос.Зашеек, находящемся вблизи станции F-11, недалеко от истока р.Нива, долгое время существовал лесозавод, к которому сплавливали лес по оз.Имандра. Дно озера в этом месте было усеяно топляком, перемещение которого и могло привести к интенсивному перемешиванию верхней части ДО.

В плесе Бабинская Имандра наибольшие значения коэффициентов загрязнения практически по всем ТМ и степени загрязнения (28.8 и 27.6, т.е. значительные по классификации Л. Хокансона) зафиксированы на станциях D-5 и E-5. На станции E-5 (самой глубокой из всех исследованных – глубина 38.4 м) зафиксированы наибольшие величины C_f для Pb и Cd – 7.4 и 4.9 соответственно из всех исследованных станций, а на станции D-5 – для Cu (3.8). Величины C_f^i для высокотоксичных халькофильных металлов Cd, Pb, As и Hg на этих станциях относятся к высоким (для Pb) и значительным по классификации Хокансона.

Величины коэффициента загрязнения для ряда ТМ (Ni, Cd, Pb) на станции В-3 относятся к значительным по классификации Л.Хокансона, а для As – к высоким (и наибольшим среди всех исследуемых станций). В целом эта акватория оз.Бабинская Имандра характеризуется довольно высоким значением степени загрязнения (23.4 – значительные по классификации Л. Хокансона), что не намного меньше, чем на станциях D-5 и E-5.

Наименее загрязненная станция из всех исследованных по результатам определения показателей загрязнения ДО – станция D-7, расположенная на выходе из Молочной губы. Однако и здесь зафиксированы величины коэффициента загрязнения (для Cd, Pb и Hg), значительные по классификации Л. Хокансона. Для Hg значение C_f наибольшее (5.8) среди всех исследуемых станций. Таким образом, несмотря на наименьшие концентрации практически всех ТМ в поверхностных слоях ДО станции D-7, в целом она также характеризуется значительным загрязнением по классификации Л.Хокансона. Величина C_d на этой станции равна 20, и наибольший вклад оказывают ТМ, отнесенные учеными-экологами в последнее время к глобальным загрязнителям ТМ – Cd, Pb и Hg.

Выводы

Плес Йокостровская Имандра является акваторией, более загрязненной ТМ, чем Бабинская Имандра, так как сюда поступает практически весь растворенный и взвешенный материал с территории водосбора и промышленные стоки предприятий, расположенных главным образом на берегах Большой Имандры. Здесь недалеко от истока единственной реки Нивы, вытекающей из оз.Имандра, образуется своеобразный геохимический барьер и создаются условия для аккумуляции ТМ в ДО, в первую очередь Ni и Cu, приносимых из акватории Большой Имандры. Максимальные значения степени загрязнения (высокое по классификации Л. Хокансона) из всех исследованных станций и коэффициентов загрязнения ряда ТМ (для Ni, Zn, Co) отмечены на станции С-10. Наибольший вклад в это загрязнение вносят вышеназванные металлы, источниками которых являются стоки комбината «Североникель» и других крупных предприятий, а также высокотоксичные халькофильные металлы, отнесенные учеными-экологами в последнее время к глобальным загрязняющим элементам, – Cd, Pb и As. В этом плесе, особенно в Зашейковской губе, в ДО происходит осаждение ТМ, поступивших из техногенных источников, и геохимические закономерности осадконакопления, характерные для водоемов в природном состоянии, здесь играют подчиненную роль, а главную – поступление загрязняющих веществ со стоками промышленных предприятий и их осаждение на своеобразном геохимическом барьере на относительно небольшой глубине (меньшей, чем на всех станциях Бабинской Имандры) для крупнейшего в Мурманской области оз.Имандра.

В плесе Бабинская Имандра, в отличие от Йокостровской Имандры, главенствующую роль играют природные геохимические закономерности осадконакопления, в первую очередь сорбция ТМ тонкодисперсными взвешенными частицами (с размерами менее 0.01 мм), обладающими большой удельной площадью поверхности. Частицы оседают в наиболее глубоких акваториях водоемов в спокойных ламинарных гидрологических условиях. Эти

природные закономерности сказались в увеличении концентраций практически всех ТМ в поверхностном слое ДО с повышением глубины водоема – на акваториях станций D-5 и E-5. Наименьшие концентрации ТМ зафиксированы на самой мелководной станции D-7, расположенной ближе всех к месту поступления теплых сбросных вод КАЭС, где скорости горизонтальных течений должны быть выше, чем в остальных исследуемых акваториях. Здесь происходит накопление в ДО более крупного материала с меньшей сорбционной способностью к аккумуляции ТМ. Однако в целом плес Бабинская Имандра характеризуется значительным загрязнением по классификации Л. Хокансона. Наибольший вклад в это значительное загрязнение вносят металлы (Cd, Pb, As, Hg), источником которых, помимо горно-металлургических предприятий, является глобальное загрязнение атмосферы Северного полушария.

По результатам исследований химического состава ДО можно сделать вывод, что влияние деятельности Кольской АЭС на загрязнение Бабинской Имандры выражается преимущественно в переносе относительно загрязненных вод из плеса Йокостровская Имандра в плес Бабинская Имандра, что способствует увеличению концентраций практически всех исследуемых ТМ в поверхностных слоях ДО наиболее глубоких акваторий.

Литература

Баранов И.В. Природные особенности водохранилищ Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. – Мурманск: Кн. изд-во, 1966. – С.24-32.

Вернадский В.И. История минералов земной коры: в 2 т. Т. 2. История природных вод. – Л.: Госхимтехиздат, 1933. – Ч. 1, вып. 1. – 202 с.

Даувальтер В.А. Геохимия редкоземельных элементов в озере Имандра, Мурманская область / В.А.Даувальтер, Т.И.Моисеенко, И.В.Родюшкин // Геохимия. – 1999а. – № 4. – С.376-383.

Даувальтер В.А. Геоэкология донных отложений озер. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 2012. – 242 с.

Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской Субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореферат дис. ... докт. геогр. наук / В.А.Даувальтер. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999. – 52 с.

Даувальтер В.А. Миграция и круговорот серы в субарктическом озере Имандра, загрязняющемся стоками горно-металлургического производства / В.А.Даувальтер [и др.] // Геохимия. – 1999б. – № 6. – С.626-636.

Даувальтер В.А. Накопление тяжелых металлов в оз.Имандра в условиях его промышленного загрязнения / В.А.Даувальтер [и др.] // Водные ресурсы. – 2000. – Т. 27, № 3. – С.313-321.

Даувальтер В.А. Оценка токсичности металлов, накопленных в донных отложениях озер // Водные ресурсы. – 2000. – № 4. – С.469-476.

Даувальтер В.А. Тенденции изменений химического состава донных отложений пресноводных субарктических и арктических водоемов под влиянием природных и антропогенных факторов / В.А.Даувальтер, Н.А.Кашулин, С.С.Сандимиров // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. – 2012. – № 2 (9), вып. 1. – С.54-87.

Даувальтер В.А. Условия образования железо-марганцевых конкреций в донных отложениях озер в пределах Балтийского кристаллического щита / В.А.Даувальтер, Б.П.Ильяшук // Геохимия. – 2007. – № 6. – С.680-684.

Даувальтер В.А. Халькофильные элементы (Hg, Cd, Pb, As) в донных отложениях водных объектов водосбора Белого моря в пределах Кольского полуострова // Геохимия. – 2006. – № 2. – С.237-240.

Кашулин Н.А. Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области / Н.А.Кашулин [и др.] // Вестник МГТУ. – 2013. – Т. 16, № 1. – С.98-107.

Кашулин Н.А. Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Евро-Арктического региона / Н.А.Кашулин [и др.] // Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология Севера. – 2012. – № 2 (9), вып. 1. – С.6-53.

Комплексное изучение Йокостровской и Бабинской Имандры и разработка рекомендаций по рациональному использованию водоема: отчет о НИР (окончат.): 11-72-16 / Кольский филиал Академии наук СССР; рук. Чижиков В.В.; исполн.: Воробьева Д.Г., Моисеенко Т.И. – Апатиты, 1976.

Комплексное изучение и охрана озера Имандра. Раздел: Комплексное изучение и охрана озера Большая Имандра: отчет о НИР (окончат.): 2-22-16 / Кольский филиал Академии наук СССР; рук. Беляева Г.В.; исполн.: Чижиков В.В. [и др.]. – Апатиты, 1971.

Кошкин В.Д. Состав органического вещества иловых отложений различных озер / В.Д.Кошкин, С.И.Кузнецов, Т.П.Сперанская // Труды лимнологической станции в Косине. – 1939. – № 2.

Крючков В.В. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья / В.В.Крючков, Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Апатиты, 1985. – 132 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т.И.Моисеенко [и др.]; под ред. Моисеенко Т.И. – М: Наука, 2002. – 487 с.

Моисеенко Т.И., Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Л.: Наука, 1990. – 221 с.

Моисеенко Т.И. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоеме (на примере озера Имандра) / Т.И.Моисеенко, В.А.Даувальтер, И.В.Родюшкин. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. – 127 с.

Моисеенко Т.И. Механизмы круговорота природных и антропогенных металлов в поверхностных водах Субарктики / Т.И.Моисеенко, В.А.Даувальтер, И.В.Родюшкин // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 2. – С.231-243.

Моисеенко Т.И. Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водоемы арктического бассейна (на примере Кольского Севера) / Т.И.Моисеенко [и др.]. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1996. – 263 с.

Мороз Н.А. Закономерности распределения тяжелых металлов в донных отложениях прилегающей акватории АЭС // Збірник наук. праці СНУЯЕтаП. – Севастопіль: 2011. – Вип. 2 (38). – С.25-31.

Нерадовский Ю.Н. Генезис фрамбоидального пирита в современных осадках озер (Кольский п-ов) / Ю.Н.Нерадовский, В.А.Даувальтер, Е.Э.Савченко // Записки Российского минералогического общества. – 2009. – Ч. СXXXVIII, № 6. – С.50-55.

Протасов А.А. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / А.А.Протасов [и др.]; под ред. А.А.Протасова. – Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.

Рихтер Г.Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна / Г.Д.Рихтер. – Л., 1934. – 144 с.

Страхов Н.М. К теории геохимического процесса в гумидных зонах / Н.М.Страхов // Геохимия осадочных пород и руд. – М.: Недра, 1968. – С.102-133.

Усенков С.М. Геоэкология и седиментология больших озер (на примере Ладожского озера и других озер Северной Европы и Северной Америки): автореферат дис. ... докт. геол.-минералог. наук / С.М.Усенков. – СПб.: ЛЕМА, 2007. 36 с.

Чижиков В.В. Гидрохимия и донные отложения озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения / В.В.Чижиков // Экосистемы озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения. – Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1980. – С.24-64.

Förstner U. Metal Pollution in the Aquatic Environment / U.Förstner, G.T.W.Wittmann. – Berlin: Springer-Verlag, 1979. – 210 p.

Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach / L.Håkanson // Water Res. – 1980. – Vol. 14. – P.975-1001.

Horowitz A.J. A primer on trace metal-sediment chemistry / A.J.Horowitz. – 2nd rew. ed. – Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, 1991. – 136 p.

Melnikov S.A. Report on heavy metals / S.A.Melnikov // State of the Arctic Environment. – Rovaniemi: Arctic Centre Publications, 1991. – P. 82-153.

Skogheim O.K. Rapport fra Arungenprosjektet / O.K.Skogheim – Oslo: As-NLH, 1979. – Nr. 2. – 7 p.

УДК 574.5 (52) (58)

О.И.Вандыш, Д.Б.Денисов, А.А.Черепанов, Т.А.Горбачева, Н.А.Кашулин

ОСОБЕННОСТИ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ ГУБЫ БЕЛОЙ ОЗЕРА ИМАНДРА ПРИ ДОЛГОВРЕМЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ СТОЧНЫХ ВОД ГОРНОРУДНОГО ПРОИЗВОДСТВА

Аннотация

Выявлены структурные особенности планктонных сообществ губы Белой оз.Имандра при многолетнем воздействии сточных вод апатит-нефелинового производства, и оценено современное экологическое состояние данной акватории озера. Представлены сведения о видовом составе и сезонной динамике планктонных сообществ. Полученные результаты дополняют информацию об ответной реакции гидробионтов на воздействие стоков предприятий горнопромышленного комплекса, а также о возможности использования сообществ планктонных организмов как надежного индикатора при оценке состояния водных экосистем.

Ключевые слова:

оз.Имандра, зоопланктон, фитопланктон, информативные показатели сообщества, мониторинг, эвтрофирование, сточные воды, горнопромышленные предприятия.

O.I.Vandysh, D.B.Denisov, A.A.Cherepanov, T.A.Gorbacheva, N.A.Kashulin

PLANKTON COMMUNITIES UNDER LONG-TERM APATITE MINING IMPACT (BELAYA BAY THE IMANDRA LAKE)

Abstract

The structural features of the plankton communities under in Lake Imandra Belaya Bay long-term impact of the sewage apatite-nepheline industries have been investigated. The evaluation of the current ecological status of the water area of the lake was made. The inventory of the taxonomic species composition and season dynamics of plankton communities has been conducted. The results are complements the response of aquatic organisms on the effluent impact of mining and industrial complex data, as well as the possibility of using plankton communities as a reliable indicator in assessing the aquatic ecosystems status.

Key words:

Imandra Lake, zooplankton, phytoplankton, bioindication, monitoring, eutrophication, sewage waters, mining industries.

Введение

Высокие темпы индустриализации северных регионов в XX веке породили целый ряд проблем, связанных с изменениями качества окружающей среды. Сосредоточение на относительно небольших территориях населенных пунктов с большой численностью населения и мощных горнодобывающих, горно-перерабатывающих, металлургических, энергетических, транспортных и других предприятий привело к образованию вблизи индустриальных центров зон экологического неблагополучия. Примером многолетнего комплексного загрязнения является одно из крупнейших субарктических водоемов – оз.Имандра. На его берегах сосредоточены предприятия горно-металлургической, обогатительной, химической промышленности и атомной энергетики, в городах и поселках проживает более 300 тыс. чел., что составляет приблизительно 35% от общего числа жителей Мурманской обл. (Моисеенко и др., 2009). Водоем используется не только как источник промышленного и питьевого водоснабжения, но и как объект размещения отходов, что приводит к ухудшению качества вод и деградации водных экосистем в целом (Кашулин и др., 2013).

Планктонные сообщества пресноводных озер во многом определяют экологическое состояние водных экосистем и качество их вод, являются ключевыми звеньями пищевых сетей и в то же время – чувствительными индикаторами изменений окружающей среды, что делает их важнейшими компонентами в системе биологического мониторинга, основой познания закономерностей формирования структурно-функциональной организации водных экосистем в целом (Яценко-Степанова, 2011). Изменение условий существования организмов отражается на видовом составе, количественных показателях, соотношении отдельных таксономических групп, структуре популяции планктона.

Водоросли чутко реагируют на все происходящие изменения: формируются новые адаптационные механизмы, меняются продукционные характеристики сообществ и экологические предпочтения отдельных видов (Кашулин и др., 2012). Зоопланктонное сообщество, являясь большой и сложной

частью экосистемы озера, тесно связано со всеми остальными звеньями биоты: фито- и бактериопланктоном, бентосом, рыбами, отражает общее состояние водоема и играет значительную роль в определении рыбопродуктивности водоема. Исходя из этой концепции зоопланктон рассматривается как организованная биологическая система с определенной взаимосвязью и упорядоченностью ее структурных и функциональных показателей.

Роль планктона в оценке экологического состояния водных экосистем постоянно обсуждается вследствие ряда противоречий. С одной стороны, планктонные организмы более чувствительны, чем позвоночные, и даже эпизодическое отклонение качества среды может привести к радикальным изменениям видового состава, сохраняющимся даже после прекращения воздействия, с другой – большинство видов являются эврибионтами, имеют достаточно широкую экологическую валентность и почти всесветное распространение. Кроме того, существует мнение, что планктон не характеризует качество воды в месте отбора проб в условиях высокой динамики водных масс.

В настоящее время и фито- и зоопланктон широко используется при биоиндикации изменений пресноводных экосистем (Смельская, 1994; Андроникова, 1996; Баринаева, Медведева, 1996; Баринаева и др., 2006; Абакумов, Израэльский, 2012). При изучении зоопланктона в диагностических целях чаще используются структурные, а не функциональные характеристики, что связано с методическими трудностями получения количественных оценок последних (Андроникова, 1988, 1993). В связи с увеличением числа типологических показателей очень важен выбор наиболее информативных из них. Перечень показателей, рекомендуемый для системы мониторинга на основе сообществ зоопланктона, приведен в работах И.Н. Андрониковой (1988, 1996), с использованием водорослей – в работах С.С.Баринаевой с соавторами (Баринаева и др., 2006; Barinova et al., 2010; Barinova, 2011), Л.Г.Корневой (Корнева, 1999; 2001; Корнева, Соловьева, 2012) и др.

Специфические климато-географические факторы, комплексный характер антропогенного воздействия на водоемы Кольского региона, в том числе и на оз.Имандра, существенно затрудняют выявление наиболее информативных и специфических показателей планктона как компонента экологического мониторинга.

Цель работы – выявить особенности функционирования планктонных сообществ губы Белой оз.Имандра при многолетнем воздействии сточных вод апатит-нефелиновой индустрии, дать сравнительную оценку сезонного развития фито- и зоопланктона.

Основные задачи:

1. Определить таксономическую структуру, численность, биомассу фито- и зоопланктонного сообществ губы Белой оз. Имандра в многолетнем ряду наблюдений.

2. Для понимания механизмов пищевых взаимоотношений выявить особенности сезонной динамики биомассы фито- и зоопланктона в период гидробиологического лета 2011-2012 гг.

3. Проанализировать особенности вертикального распределения организмов зоопланктона по численности и биомассе в горизонтах 0-2 м и 2-5 м

в многолетнем ряду наблюдений для выявления наиболее продуктивного в кормовом отношении слоя.

4. Выявить наиболее информативные показатели фито- и зоопланктонного сообществ и на основе имеющихся данных оценить современное экологическое состояние губы Белой оз.Имандра.

Материалы и методы

Объектом исследований являлась губа Белая оз.Имандра. Имандра – самый крупный водоем Мурманской области; длина озера – 109 км, средняя ширина – 3.2 км, площадь с островами – 880.5 км², средняя глубина – 13 м, объем воды – 10.9 км³. Площадь водосбора составляет 12300 км² и представлена 1379 водотоками (Моисеенко, Яковлев, 1990). Озеро состоит из трех в значительной степени обособленных плесов – Большой, Йокостровской и Бабинской Имандры, соединяющихся между собой узкими проливами – салмами. По исследованиям И.В. Баранова (1961), оз.Имандра – субарктический водоем с олиготрофным типом вод и низкой минерализацией (Большие озера..., 1976). В настоящее время состав вод значительно трансформирован.

Губа Белая оз.Имандра, расположенная в юго-восточной части плеса Большая Имандра, после отсечения части ее акватории дамбой с целью складирования там отходов апатит-нефелиновых обогатительных фабрик (АНОФ) ОАО «Апатит» (хвостохранилище) представляет собой довольно узкий залив, в который впадают реки Большая и Малая Белая. ОАО «Апатит» с 1930 г. сбрасывает по р.Большой Белой сточные воды, содержащие тысячи тонн взвешенных веществ, сульфатов, хлоридов, десятки тонн фосфора, нефтепродуктов и других загрязняющих веществ, применяемых в процессе флотации апатит-нефелиновых руд (ОП-4, талловые масла и др.). Сюда также сбрасываются коммунально-бытовые сточные воды городов Кировск и Апатиты.

Для понимания антропогенных модификаций зоопланктона губы Белой (в зависимости от характера техногенного воздействия) в качестве условно фонового района озера рассматриваются наиболее удаленные (восточный и западный) участки плеса Бабинская Имандра, не испытывающие прямого техногенного воздействия.

Отбор проб зоопланктона в губе Белой проводился в период гидробиологического лета 30.07.1996, 23.07.1998, 29.08.2001, 13.08.2003, 14.08.2006, 12.07.2011, 27.07.2011, 10.08.2011, 25.07.2012, 02.08.2012 гг., в условно фоновом районе – 27.07.1996, 30.07.1998, 14.08.2003, 17.08.2006 гг. Всего было отобрано и обработано порядка 50 проб (рис.1). Для описания сезонной динамики планктона пробы отбирались в течение вегетационного периода 2011-2012 гг.

Количественные пробы отбирали батометром (объем 2 л) от поверхности до дна через 1 м с выделением слоев: поверхность – 2 м, 2-5 м, 5-10 м, 10 м – дно. Интегральные пробы с каждого слоя процеживали через качественную сеть Апштейна (сито № 70) в бутылки с плотными резиновыми пробками. Для установления видового состава зоопланктонного сообщества производили тотальный лов той же сетью. Полученный материал фиксировали 4%-м формалином и раствором Люголя.

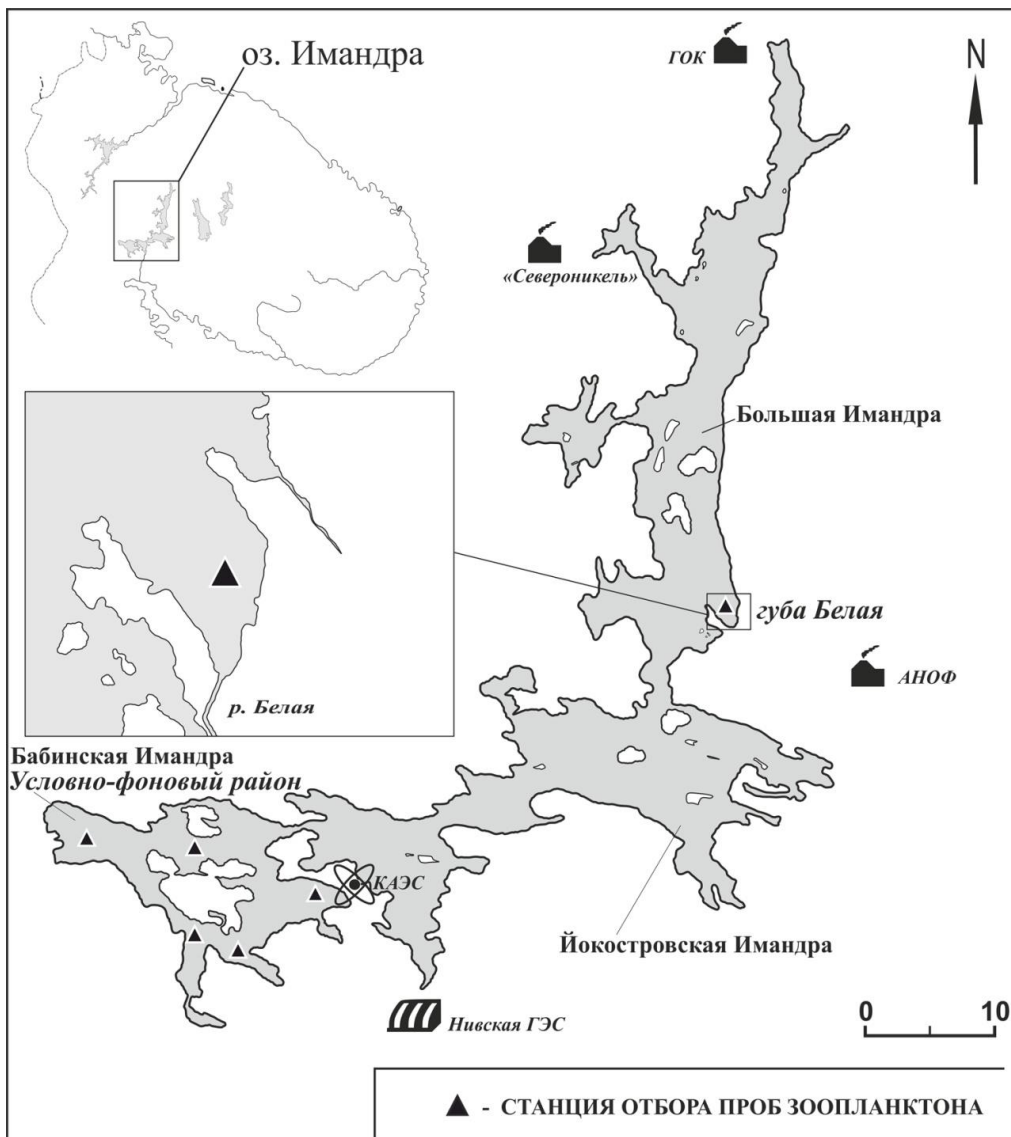


Рис. 1. Карта-схема района исследований и станции отбора гидробиологических проб

Обработка проб и необходимые расчеты проводились согласно общепринятым методикам гидробиологического мониторинга (Руководство..., 1992). Расчет индивидуальной массы организмов выполнен на основе уравнения зависимости между длиной и массой тела планктонных коловраток и ракообразных (Ruttner-Kolisko, 1977; Балужкина, Винберг, 1979). Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием программ STATISTICA 6.0.

Отбор и анализ проб фитопланктона был произведен согласно ГОСТ 17.1.3.07-82, с использованием рекомендованных стандартных методик (Руководство..., 1983; Руководство..., 1992). Для анализа были использованы общепринятые комплексные показатели: видовой состав и структура сообществ,

индекс сапробности, биомасса и численность водорослей, а также содержание фотосинтетических пигментов.

Для определения концентрации хлорофиллов пробы воды объемом 1-2 л фильтровались через мембранный фильтр с диаметром пор 0.47 мкм. Экстракция хлорофиллов проводилась раствором ацетона (90%), оптическая плотность экстрактов измерялась на спектрофотометре «Hitachi UV-VIS 181». Концентрации фотосинтетических пигментов рассчитывались стандартными общепринятыми в мировой и отечественной практике методами: хлорофилла «а» (Determination..., 1966), хлорофилла «с» (Jeffrey, Humphrey, 1975), каротиноидов, феопигментов (Lorenzen, 1967).

Биомасса фитопланктона подсчитывалась счетно-объемным методом на основе определения индивидуального объема клеток (или плотных колоний) каждого вида, рассчитанного по формулам объема сходных геометрических фигур (Гусева, 1959; Кузьмин, 1984; Tikkanen, 1986). Фотосинтетически-активная биомасса оценивалась с помощью расчетного метода, базирующегося на содержании основного хлорофилла – «а» (Шаров, 2004).

Подсчет численности и таксономическая идентификация водорослей осуществлялась в камере Нажотта объемом 0.1 мл на световом микроскопе «Motic BA300» с иммерсионным объективом, оснащенный цифровой камерой. Использовались увеличения от 400 до 1000 раз. На основе таксономического состава фитопланктона и фитоперифитона была произведена оценка качества вод (с определением класса) на основе индекса сапробности S методом Пантле и Букка в модификации Сладечека согласно ГОСТ 17.1.3.07-82 (Pantle, Buck, 1955; Сладечек, 1967).

Индекс сапробности $S=Ish/Xh$ рассчитывали исходя из индивидуальных характеристик сапробности видов согласно общепринятым методикам (Макрушин, 1974; Баринаова и др., 2006). Оценка качества воды по гидробиологическим показателям проводилась согласно «Правилам контроля качества воды водоемов и водотоков» (Межгосударственный стандарт ГОСТ 17.1.3.07–82). При определении трофического статуса водоема использовали «шкалу трофности», предложенную С.П. Китаевым (1984).

Результаты и обсуждение

Гидрохимические показатели. Воды оз.Имандра в целом характеризуются низкой минерализацией (20-30 мг/л) и относятся к гидрокарбонатно-натриевому типу. Однако продолжительное интенсивное загрязнение водоема обусловило изменение его гидрохимического режима, наиболее ярко проявляющегося в местах сброса сточных вод. Губа Белая является одним из наиболее загрязняемых участков акватории оз.Имандра. Согласно данным (Моисеенко, 1997, 2002; Кашулин и др., 2008), в период интенсивного антропогенного воздействия на оз.Имандра стоки ОАО «Апатит» приводили к увеличению в воде губы Белой содержания Sr (превышение фонового уровня в 5 раз), Al (в 3 раза), Mn (в 2 раза) и Zn (в 3.5 раза). Устойчивая тенденция к увеличению концентрации Al и Sr, возможно, была связана с высокой лабильностью данных элементов, а также с активным выносом их с водосбора под влиянием кислотных осадков.

Прозрачность воды в губе Белой составляет 2.8 м при содержании взвешенных веществ > 2.0 мг/л (при нормативе 0.25 мг/л для водоемов высшей рыбохозяйственной категории), что превышает фоновые показатели (Об утверждении нормативов качества воды ..., 2010). Стоки предприятия ОАО «Апатит» обусловили также и высокие концентрации Na, K, P, Al, содержащихся в апатит-нефелиновых рудах и вскрышных породах, прежде всего в апатите и нефелине. То же относится и к сопутствующим им Sr, Mg и др., в первую очередь к редкоземельным элементам.

Анализ территориального распределения содержания $N_{\text{общ}}$ и $P_{\text{общ}}$ показал, что в летний период содержание этих элементов в губе Белой значительно выше, чем в остальных районах озера. Высокой концентрации фосфора способствует поступление коммунальных стоков из городов Кировск и Апатиты, а также распространение тонкодисперсных фосфорсодержащих взвесей, поступающих со сточными водами ОАО «Апатит». Здесь же отмечается и максимальное содержание нитратов, которые составляют 50% и выше от общего содержания азота. Высокая концентрация $N_{\text{общ}}$ в воде может являться следствием попадания в водоемы нитратов и нитритов, образующихся при использовании азотсодержащих взрывчатых веществ в процессе добычи апатитовой руды.

Данные по концентрации основных ионов, биогенных элементов и микроэлементов в исследуемых районах озера приведены в табл.1. Следует отметить, что в губе Белой на протяжении многолетнего периода исследований концентрации загрязняющих веществ превышают фоновые значения.

Зоопланктонное сообщество. Таксономический состав зоопланктонного сообщества исследованных районов оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений представлен в табл.2.

Зоопланктонное сообщество условно фонового района в настоящее время представлено 27 видами организмов: Rotatoria – 9, Cladocera – 10, Copepoda – 8. За период исследований значительных изменений видового состава зоопланктона не отмечено. Доминировали *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *K. longispina*, *N. caudata*, *B. obtusirostris*. В то же время необходимо отметить динамичность как качественных, так и количественных показателей зоопланктона, что обусловлено значительными колебаниями климатических и лимнологических условий.

Количественные показатели (общая численность и биомасса) зоопланктонного сообщества Бабинской Имандры непостоянны и варьировали в пределах 7.8-96.5 тыс. экз/м³ и 0.2-1.0 г/м³ соответственно. Наиболее высокие значения общей численности и биомассы (96.5 тыс. экз/м³ и 1.0 г/м³ соответственно) были зарегистрированы в июле 1996 г. (табл.3). В процентном соотношении по численности преобладали коловратки (87.1%), низкой была численность копепод (4.8%) и кладоцер (8.1%). По биомассе также преобладали коловратки (50.2% общей биомассы).

В июле 1998 г. общая численность по сравнению с 1996 г. снизилась примерно в 5 раз и составила 20.1 тыс. экз/м³. На долю коловраток приходилось 45.7%, на долю копепод – 36.7% общей численности. При общей биомассе 0.4 г/м³ преобладали кладоцеры (56.3% общей биомассы).

Таблица 1

Гидрохимические показатели условно фонового района и губы Белой оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений

Дата отбора проб	Гидрохимические показатели																	
	N _{общ} (мкг/л)	NO ₃ ⁻ (мкг/л)	NH ₄ ⁺ (мкг/л)	P _{общ} (мкг/л)	PO ₄ ³⁻ (мкг/л)	Ca ²⁺ (мг/л)	Na ⁺ (мг/л)	K ⁺ (мг/л)	SO ₄ ²⁻ (мг/л)	Cl ⁻ (мг/л)	Si (мг/л)	Fe (мкг/л)	Al (мкг/л)	Cu (мкг/л)	Ni (мкг/л)	Zn (мкг/л)	Mn (мкг/л)	Sr (мкг/л)
<i>Условно-фоновый район</i>																		
27.07.1996	136.0	7.5	30.0	8.0	1.0	3.5	6.7	1.4	11.4	2.8	1.4	15.5	22.5	2.1	2.0	1.1	1.6	63.0
30.07.1998	104.0	32.0	17.0	1.0	0.1	3.3	5.4	1.3	9.4	2.1	1.2	19.5	19.5	2.3	1.9	2.0	0.9	39.5
20.06.2001	136.7	33.2	13.0	4.0	0.5	3.1	4.6	1.2	8.1	1.7	1.6	19.4	17.7	2.2	1.8	0.8	1.8	47.7
14.08.2003	94.0	1.0	6.0	4.0	2.0	3.5	6.3	1.3	10.7	2.2	1.1	14.0	10.7	2.6	2.2	2.2	2.1	51.0
17.08.2006	142.0	1.0	11.5	4.5	1.0	3.4	6.5	1.5	10.1	2.5	1.0	10.9	14.5	6.7	3.8	2.3	1.3	42.5
<i>Губа Белая</i>																		
30.07.1996	433.5	291.5	92.0	54.0	15.0	4.5	16.4	2.5	23.7	5.8	0.5	27.0	82.5	3.7	7.0	0.9	18.0	82.0
23.07.1998	381.0	162.5	8.5	10.5	4.5	4.0	13.3	2.8	21.7	4.5	0.3	49.5	88.5	9.1	15.5	2.8	19.5	62.5
29.08.2001	348.0	114.0	48.5	58.0	5.4	4.2	17.5	3.1	25.5	5.4	0.7	63.4	85.0	3.6	6.1	1.5	16.8	84.0
13.08.2003	341.0	72.5	56.0	57.0	6.0	4.1	17.5	3.1	28.5	5.6	0.3	41.9	113.0	4.7	8.2	2.4	13.3	69.5
14.08.2006	351.0	102.5	58.0	53.5	20.0	4.1	15.5	3.4	22.4	4.9	0.1	49.4	53.0	5.2	6.2	2.1	15.7	50.5

Таблица 2

Таксономический состав зоопланктонного сообщества условно фонового района
и губы Белой оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений

Таксоны	Губа Белая							Условно фоновый район
	1996	1998	2001	2003	2006	2011	2012	1996, 1998, 2003, 2006
Rotatoria								
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+D	+	+D	+	+	+	+D
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof)	+	+	+D	+	+	+	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	-	-	-	-	-	+	+D	-
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet	+	-	-	-	-	-	-	+
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	+	+	+	+	+	+	+	+D
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	+D	+	+	+	+D	+D	+D	+D
<i>K. hiemalis</i> Carlin	+D	-	-	-	-	-	-	+
<i>K. quadrata</i> (Müller)	+	+D	+	-	+	+	+	+D
<i>Notholca caudata</i> Carlin	+D	+D	-	+	-	-	+	+D
<i>Polyarthra</i> sp.	+	+	-	+	+D	+D	+D	+
<i>Ploesoma</i> sp.	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Rotatoria</i> sp.	+	-	-	-	-	-	+	-
<i>Synchaeta</i> sp.	+	+	+D	+D	+	+D	+	-
<i>Trichocerca</i> sp.	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Trichotria</i> sp.	-	-	-	+	-	-	-	-
Число видов в группе	11	8	6	10	7	9	11	9
Cladocera								
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F.Müll.)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Bosmina obtusirostris</i> Sars	+	+	+D	+	+	+	+	+D
<i>Bythotrephes cederstroemia</i> Schoedler	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Chydorus globosus</i> Baird	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Daphnia cristata</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Daphnia</i> sp.	-	-	+	+	-	-	+	-
<i>Eurycercus lamellatus</i> (Müller)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	-	-	-	+	-	-	-	+
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)	-	-	-	+	-	+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linne)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Scapholeberis mucronata</i> (Müller)	-	-	-	-	-	-	-	+
Число видов в группе	1	1	3	4	1	3	3	10
Copepoda								
<i>Acanthocyclops viridis</i> (Jurine)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fisch.)	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Acanthocyclops</i> sp.	+	+	-	-	-	-	-	+
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	+	+	+	-	-	-	-	+
<i>C. vicinus</i> Uljanin	+	+	-	-	-	-	-	+
<i>Cyclops</i> sp.	+	-	+	+	-	+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	-	+	+D	+	-	-	+	+
Число видов в группе	4	6	3	2	-	2	2	8
Общее число видов	16	15	12	16	8	14	16	27

ПРИМЕЧАНИЕ: D – доминирующий вид в конкретный период исследования.

Таблица 3

Количественные показатели зоопланктонного сообщества условно фонового района и губы Белой оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений

Периоды	N , тыс. экз/м ³	B , г/м ³	$H(N)$, бит/экз.	Трофический статус
Условно фоновый район				
Июль 1996 г.	96.5	1.0	2.5	Олиготрофный
Июль 1998 г.	20.1	0.4	2.6	То же
Август 2003 г.	7.8	0.2	2.9	«
Август 2006 г.	43.4	0.4	1.7	«
Губа Белая				
Июль 1996 г.	491.1	3.4	2.9	β-мезотрофный
Июль 1998 г.	326.5	2.8	1.9	То же
Август 2001 г.	14.5	0.2	1.6	Олиготрофный
Август 2003 г.	35.8	0.6	2.9	То же
Август 2006 г.	232.9	0.3	2.2	«
Июль-август 2011 г.	<u>1064.5</u> 206.6–1927.7	<u>7.1</u> 0.2–12.7	<u>1.1</u> 0.5–1.6	α-эвтрофный
Июль-август 2012 г.	<u>645.5</u> 611.2–680.0	<u>1.3</u> 1.25–1.28	<u>2.1</u> 2.1–2.4	α-мезотрофный

В августе 2003 г. величины общей численности и биомассы оставались невысокими и составляли соответственно 7.8 тыс. экз/м³ и 0.2 г/м³. По численности преобладали коловратки (62.8%), по биомассе – копеподы (63.2%).

В августе 2006 г. по сравнению с 2003 г. общая численность зоопланктона увеличилась в 6 раз и составила 43.4 тыс. экз/м³, биомасса возросла до 0.4 г/м³. По численности также преобладали коловратки (86.4%), по биомассе – копеподы (72.8%).

В соотношении по биомассе основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda преобладают коловратки (табл.4) – наиболее ценные в кормовом отношении крупные ветвистоусые (*B. obtusirostris*, *D. cristata*, *H. gibberum*.) и веслоногие (*M. leuckarti*, *E. gracilis*) рачки. Следует отметить обильное развитие чувствительных к загрязнению активных «грубых» мирных фильтраторов каланоид (*E. gracilis*, *H. appendiculata*), играющих значительную роль в процессе самоочищения воды. Индекс видового разнообразия Шеннона варьировал от 1.70 до 3.01 бит/экз. Диапазон колебаний средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества (0.006-0.021 мг) согласуется с данными для других водоемов Кольского п-ова (Кашулин и др., 2005, 2008). По «шкале трофности» воды условно фонового района Бабинской Имандры относились к низкому типу трофности, трофический статус – олиготрофный (табл.3).

Зоопланктонное сообщество губы Белой Большой Имандры радикально отличается от сообществ других зон озера. Для него характерны резкие колебания численности и биомассы, изменение видового состава. Ретроспективный анализ данных показал, что многолетняя динамика зоопланктона характеризовалась сокращением видового разнообразия, уменьшением численности и биомассы до начала 1980-х гг. и последующим увеличением количественных показателей к 1990 г.

Таблица 4

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в исследованных районах оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений

Показатель	Июль		Август			Июль-август	
	1996 г.	1998 г.	2001 г.	2003 г.	2006 г.	2011 г.	2012 г.
Условно-фоновый район							
$N_{Rot} : N_{Clad} : N_{Cop}$, %	87:8:5	46:37:17	-	63:11:26	86:1:14	-	-
$B_{Rot} : B_{Clad} : B_{Cop}$, %	50:32:18	16:56:28	-	24:14:62	26:1:74	-	-
N общая, тыс. экз/м ³	96.5	20.1	-	7.8	43.4	-	-
B общая, г/м ³	1.0	0.4	-	0.2	0.4	-	-
Индекс Шеннона, бит/экз.	2.7	2.8	-	3.0	1.7	-	-
B_{Crust}/B_{Rot}	1.0	5.3	-	3.2	0.01	-	-
N_{Clad}/N_{Cop}	1.7	2.1	-	0.4	0.04	-	-
B_3/B_2	0.6	0.5	-	1.9	3.9	-	-
$w=B/N$, мг	0.006	0.02	-	0.02	0.01	-	-
Губа Белая							
$N_{Rot} : N_{Clad} : N_{Cop}$, %	97:1:3	98:1:1	37:37:36	77:9:14	97:2:1	96:3:1	97:2:1
$B_{Rot} : B_{Clad} : B_{Cop}$, %	92:1:7	96:1:3	8:53:39	15:59:26	54:45:1	58:29:13	49:37:14
N общая, тыс. экз/м ³	491.1	326.5	14.551	14.5	232.9	1064.5	645.0
B общая, г/м ³	3.4	2.8	0.2	0.6	0.3	7.1	1.3
Индекс Шеннона, бит/экз.	2.9	1.9	1.6	2.9	2.3	1.3	2.1
B_{Crust}/B_{Rot}	0.1	0.04	11.8	6.5	0.9	0.9	1
N_{Clad}/N_{Cop}	0.1	0.9	1.4	0.6	-	8.8	6.1
B_3/B_2	0.9	0.9	0.6	2.8	0.2	2.1	0.4
$w=B/N$, мг	0.007	0.008	0.014	0.01	0.001	0.006	0.001

ПРИМЕЧАНИЯ. N_{Rot} , N_{Clad} , N_{Cop} – численность коловраток, кладоцер и копепод; B_{Rot} , B_{Clad} , B_{Cop} , B_{Crust} – биомасса коловраток, кладоцер, копепод, ракообразных; B_2 , B_3 – биомасса «мирного» и хищного зоопланктона, прочерк – отсутствие данных.

В период исследований с 1978 по 1991 гг. отмечалось массовое развитие коловраток (численность выше 70%, биомасса – 55% всего зоопланктона) (Яковлев, 1998). Вблизи дамбы отстойника АНОФ-2 видовой состав зоопланктона был крайне обедненным, а количественные показатели низкими. К выходу в открытое озеро видовое разнообразие и количественные характеристики зоопланктона закономерно возрастали (в основном за счет коловраток). На специфическую структуру сообщества зоопланктона могло оказать влияние и обильное развитие в воде сапрофитных, денитрифицирующих бактерий, актиномицетов и «фосфорных» бактерий, способных разлагать некоторые нерастворимые минеральные формы $P_{общ}$ (Евдокимова, 1988; Яковлев, 1998). Преобладали *A. priodonta*, *Notholca* sp., *B. obtusirostris*, хищные веслоногие рачки рода *Acanthocyclops*. Фильтраторы и седиментаторы были обнаружены только в пелагиали плеса, где концентрация минеральных тонкодисперсных частиц в воде была сравнительно низкой. Здесь наряду с *A. priodonta*, *K. longispina*, *K. cochlearis* и *S. pectinata* в пробах присутствовал рачок *B. obtusirostris* (Деньгина, 1980; Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1995).

С 1981 по 1990 г. численность зоопланктона увеличилась примерно в 9 раз (с 9 до 81 тыс. экз/м³).

Всего в период гидробиологического лета 1996, 1998, 2003, 2006, 2011, 2012 гг. в данной акватории озера было выявлено 30 таксонов видового ранга: Rotatoria – 17, Cladocera – 6, Copepoda – 7. В составе руководящего комплекса организмов в разные периоды исследований преобладали коловратки *A. priodonta*, *B. calyciflorus*, *B. hudsoni*, *K. cochlearis*, *K. hiemalis*, *K. quadrata*, *N. caudata*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp. и ветвистусый рачок-фильтратор *B. obtusirostris* (табл.2).

Следует отметить, что видовой состав зоопланктона в различные годы был непостоянен и число видов в отдельные сезоны колебалось от 8 до 16. Присутствовали зоопланктеры, которые не встречались в условно фоновом районе: из коловраток – *E. dilatata*, *F. longiseta*, *Ploesoma* sp., *Synchaeta* sp., *Trichocerca* sp., *Trichotria* sp.; из кладоцер – *A. elongata*, *C. globosus*, *Daphnia* sp.; из копепод – *A. vernalis*.

В июле 1996 и 1998 гг. в губе Белой были зарегистрированы высокие значения общей численности зоопланктона – 491.1 и 326.5 тыс. экз/м³ (табл.3), число видов в сообществе – 16 и 15 соответственно (табл.2). Доминировали коловратки (97.1 и 98.2%), причем крупная *A. priodonta* составляла 80-90% общей численности. Низкой была доля кладоцер (0.3 и 0.4%), копеподы составляли 2.6 и 0.4% соответственно. Величины общей биомассы зоопланктона также были высоки и составляли 3.4 и 2.8 г/м³ (табл.3). По биомассе по-прежнему преобладали коловратки (91.2 и 96.4%), кладоцеры и копеподы составляли соответственно 1.4 и 1.1% и 7.4 и 2.5% общей биомассы. Подобные изменения структуры зоопланктона характерны и для других северных озер, загрязняемых стоками горнорудных производств.

В.И.Кухарев с соавторами (1998) также отмечают доминирование коловраток и практически полное исчезновение рачков группы Calanoida в водах хвостохранилища Костомукшского ГОКа (наиболее экологически нарушенного водоема).

По «шкале трофности» воды губы Белой относились к среднему типу трофности, трофический статус – β-мезотрофный (табл.3).

В конце августа 2001 г. в губе Белой было выявлено 12 видов зоопланктона, из них Rotatoria – 6, Cladocera – 3, Copepoda – 3 (табл. 2). Общая численность зоопланктона – 14.5 тыс. экз/м³, биомасса – 0.2 г/м³ (табл.3). Индекс видового разнообразия Шеннона 2.1 бит/экз. В планктоне не были обнаружены ранее обычные для озера ценные в кормовом отношении ветвистоусые (*Daphnia longispina* O.F.Müller, *Daphnia galeata* G.O.Sars, *Daphnia longiremis* Sars, *L. kindtii* (Focke)) и веслоногие (*Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg, *H. appendiculata* Sars) ракообразные. Доминирующий комплекс составляли *Synchaeta* sp., *B. hudsoni*, *B. obtusirostris*, *M. leuckarti*.

В середине августа 2003 г. зарегистрировано 16 таксонов видового ранга: Rotatoria – 10, Cladocera – 4, Copepoda – 2 (табл.2). Показатели общей численности и биомассы были также невысоки и составляли 35.8 тыс. экз/м³ и 0.6 г/м³ соответственно (табл.3). Индекс видового разнообразия Шеннона 2.9 бит/экз. Доминировали коловратки *B. hudsoni* и *K. longispina*. Следует отметить, что в планктоне были обнаружены ранее обычные для озера ценные в кормовом отношении ветвистоусые ракообразные *H. gibberium* и *Daphnia* sp.

В августе 2006 г. общая численность зоопланктона снова возросла до 232.9 тыс. экз/м³, в то время как величина общей биомассы оставалась довольно низкой (0.3 г/м³) (рис.2, табл.3), что было обусловлено преобладанием коловраток, имеющих мелкие размеры. Доминировали *K. cochlearis* и *Polyarthra* sp. Из ветвистоусых ракообразных была отмечена только *B. obtusirostris*, представители веслоногих в пробах отсутствовали. Общее число видов в сообществе было минимальным – 8 (табл.2).

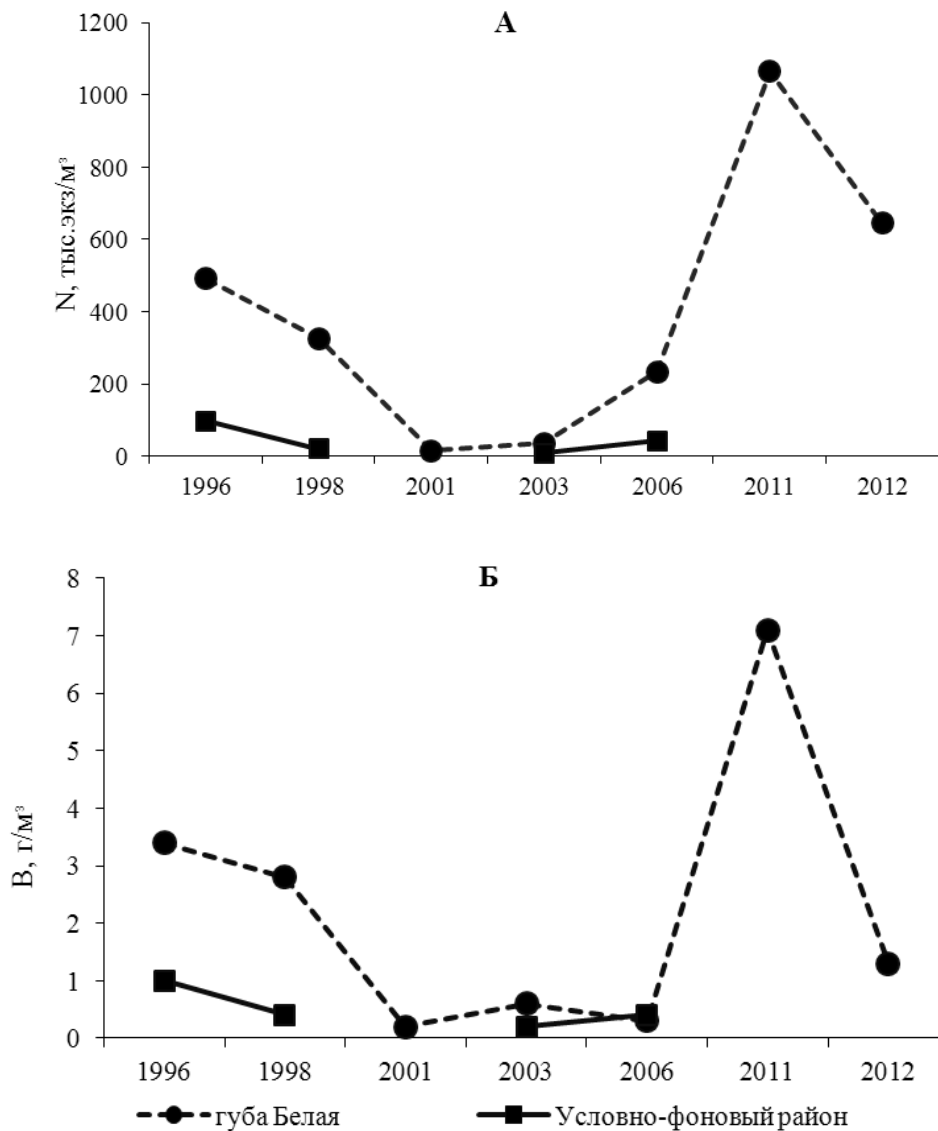


Рис.2. Количественные показатели зоопланктонного сообщества оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений: **А** – численность, **Б** – биомасса

По «шкале трофности» (Китаев, 1984) воды акватории губы Белой в 2001, 2003 и 2006 г. принадлежали к низкому классу трофности, трофический статус – олиготрофный (табл.3).

Аномально высокие показатели численности (1922.7 тыс. экз/м³) и биомассы зоопланктона (12.7 г/м³) были зарегистрированы в июле 2011 г., что по-прежнему было связано с массовым развитием коловраток (*K. cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp.) и присутствием в пробах ветвистоусых ракообразных родов *Bosmina*, *Chydorus*, хищной *L. kindtii*, обладающей крупными размерами, а также веслоногих хищных циклопид родов *Acanthocyclops* и *Cyclops* (табл.2). При этом индекс видового разнообразия Шеннона был низким – 1.1 бит/экз. Высокие количественные показатели зоопланктона, по-видимому, связаны с процессом эвтрофирования, вызванным высоким содержанием в воде основных биогенных элементов N_{общ} (341.0-433.5 мкг/л) и P_{общ} (10.5-58.0 мкг/л), поступающих с хозяйственно-бытовыми стоками и отходами апатит-нефелиновой индустрии. Биогены снижают токсичность тяжелых и других металлов и частично оказывают стимулирующее влияние на развитие зоопланктона, что согласуется с литературными данными (Дубровина и др., 1991). М.Т.Сярки также отмечает максимальные биомассы зоопланктона для антропогенно эвтрофированной системы в вершинной части Кондопожской губы Онежского озера (до 6 г/м²), с увеличением трофности возрастает доля кладоцер и коловраток (Биоресурсы Онежского озера, 2008).

К августу количественные показатели зоопланктона снизились и составляли соответственно 206.6 тыс. экз/м³ 0.2 г/м³, что было сравнимо с таковыми в предыдущие периоды исследований (табл.3).

Индекс видового разнообразия Шеннона 0.5-1.6 бит/экз, общее число видов – 14 (табл.2). По «шкале трофности» воды принадлежали к высокому классу трофности, трофический статус – α-эвтрофный (табл.3).

В период гидробиологического лета 2012 г. в губе Белой было зарегистрировано 16 видов организмов: Rotatoria – 11, Cladocera – 3, Copepoda – 2 (табл.2). Показатели общей численности и биомассы составляли соответственно 645.5 тыс. экз/м³ и 1.27 г/м³ (табл.3), индекс видового разнообразия Шеннона 2.1 бит/экз. Доминировали коловратки *B. calyciflorus*, *K. cochlearis* и *Polyarthra* sp. Трофический статус акватории характеризовался как α-мезотрофный (табл.3).

Соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине общей численности и биомассы в многолетнем ряду наблюдений (1996-2012 гг.) свидетельствует о преобладании типичных индикаторов загрязнения – коловраток (*A. priodonta*, *K. cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp.) (табл.4). Наблюдались всплески численности и других видов коловраток в разные годы, например, *B. hudsoni* (2001 г.), *B. calyciflorus* (2012 г.), *N. caudata* (1996-1998 гг.). Мирная коловратка *K. hiemalis* доминировала в 1996 г., но в дальнейшем (1998-2012 гг.) в пробах не встречалась. Из кладоцер на всем протяжении превалировала *B. obtusirostris*, из веслоногих – рачок *Cyclops* sp. Следует отметить, что чувствительные к загрязнению активные «грубые» фильтраторы каланоиды, изымающие из толщи воды крупные частицы взвешенных органических веществ, в пробах отсутствовали или были отмечены единично, что свидетельствует о снижении биофильтрационной активности

зоопланктона в данном районе озера. Величина средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества (0.001-0.018 мг) отражает преобладание форм, имеющих мелкие размеры (коловраток).

Обильное развитие коловраток можно объяснить их повышенной устойчивостью к токсикантам (благодаря смешанному характеру питания), слабым выеданием хищниками, а также меньшей, по сравнению с ракообразными, чувствительностью их к условиям высоких концентраций неорганической взвеси в воде (Телеш, 1996; Gliwicz, 1969; Malley et al., 1982; Brezonik et al., 1984).

Влияние стоков предприятий горнопромышленного комплекса на зоопланктонное сообщество выражается в изменении не только количественных (увеличение в биомассе доли коловраток и кладоцер при уменьшении доли копепод) показателей, но и структурных. Отмечается сокращение видового состава, появление особей с измененной морфологией и окраской тела, наличие погибших форм и выброшенной несформировавшейся молодежи кладоцер на разных стадиях развития, снижение плодовитости, нарушение процесса размножения, сокращение доли яйценосных самок и другие патологические явления. Возрастает продукция хищников, увеличиваются траты энергии на поддержание структуры сообщества (Вехов, 1986; Сергеева 1988; Ривьер, 1990; Сярки, 1995 и др.).

К многочисленным факторам среды, воздействующим на гидробионтов, относится и повышение мутности водных масс, происходящее как в результате естественных процессов, так и в результате деятельности человека. По данным Л.М.Суцени (1975) и Б.Л.Гутельмахера (1986), избыток взвеси оказывает механическое воздействие на низших ракообразных. Минеральные частицы забивают фильтрационный аппарат многих фильтраторов (кладоцеры и каланоиды), препятствуя тем самым их питанию. Взвеси забивают фильтрационный аппарат зоопланктонов-фильтраторов, вызывают погружение организмов ко дну и их отмирание (Ривьер, 1990). Опыты, проведенные на популяции *Daphnia magna Straus*, показали, что после пребывания рачков в воде с высоким содержанием минеральных частиц грунта отмечается снижение устойчивости дафний к воздействию токсических веществ за счет изменения состояния адаптационных возможностей организма. Снижение устойчивости находится в зависимости от концентрации взвеси и времени ее воздействия (Горбунова, 1991). Отрицательное влияние механических примесей на гидробионтов выражается в основном в гибели взрослых особей и молодежи, а также в нарушении процессов размножения и развития, в резорбции и выбрасывании яиц и мертвых зародышей, образовании эфиппиев. Коагуляционные частицы засоряют фильтрационные аппараты рачков, лишая их возможности нормально плавать и питаться (Куликова, 1976).

Отсутствие в пробах наиболее чувствительных к загрязнению типичных обитателей северных водоемов из зон тундры и тайги каланоид (*E. graciloides*, *H. appendiculata*) указывает на неблагоприятную экологическую ситуацию в данной акватории озера, что также согласуется с данными других исследователей. В частности, Н.М.Калинкина и Т.П.Куликова (2005, 2009) в своих работах отмечают меньшую устойчивость данных рачков к действию минеральных загрязняющих веществ. Эврибионтные виды кладоцер и коловраток (родов *Bosmina*, *Asplanchna*, *Keratella*) более толерантны

к минеральному загрязнению, что обусловило их выживание в водах с повышенными концентрациями неорганических веществ.

Основным фактором, с которым связаны перестройки в сообществе, по мнению данных авторов, является не ухудшение трофических условий, а различная толерантность представителей зоопланктона к отходам горнорудного производства. Ими по степени толерантности к нарушению ионного состава воды среди массовых видов были выделены три группы организмов: с весьма низкой толерантностью – *H. gibberum*, *L. kindtii*, *P. pediculus*, *Bosmina longimanus* Leydig, *E. gracilis*, *H. appendiculata*; со средней – *Thermocyclops oithonoides* Sars, *M. leuckarti*, *D. cristatas*, *B. obtusirostris*, *K. longispina*; с высокой – *D. longispina*, *B. hudsoni* и др. Замена каланоид ветвистоусыми – типичный признак повышения трофического статуса водоема (Андроникова, 1996).

Анализ таксономического состава зоопланктонного сообщества за многолетний период исследований (1996-2012 гг.) выявил доминирование коловраток: *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp. Следует отметить всплески численности и других видов коловраток в разные годы, например, *B. hudsoni* (2001 г.), *B. calyciflorus* (2012 г.), *N. caudata* (1996-1998 гг.). Мирная коловратка *K. hiemalis* доминировала в 1996 г., но в дальнейший период (1998-2012 гг.) в пробах не встречалась.

В группе «тонких» фильтраторов клadoцер на всем протяжении превалировала *B. obtusirostris*, из «грубых» фильтраторов копепод преобладал веслоногий рачок *Cyclops* sp.

Анализ количественных показателей зоопланктонного сообщества исследуемых районов оз. Имандра за многолетний период наблюдений выявил, что значения общей численности и биомассы в губе Белой значительно превышали таковые условно фонового района (табл.5). При этом для них характерны резкие колебания (рис.2) при непостоянстве видового состава. Совершенно очевидно, что система находится в нестабильном состоянии и подвержена значительным флуктуациям. Выделить ключевые факторы, контролирующие численность зоопланктона губы Белой в условиях многофакторного разноуровневого загрязнения, достаточно сложно.

Для понимания механизмов пищевых взаимоотношений были исследованы особенности сезонной динамики биомассы фито- и зоопланктона в период гидробиологического лета 2011-2012 гг. Следует отметить, что изменение показателей биомассы хорошо отражает сезонную динамику в развитии сообществ и их взаимосвязь (рис.3).

В составе фитопланктонного сообщества (2011-2012 гг.) было обнаружено 104 таксона водорослей: Bacillariophyta – 53, Chlorophyta – 24, Cyanophyta – 15, Chrysophyta – 4, Dinophyta – 3, Charophyta – 5. В течение всего вегетационного периода в общей биомассе фитопланктона доминировали диатомовые водоросли.

Массовыми представителями (до 80% численности) фитопланктона являлись 4 вида диатомовых водорослей, максимальное развитие которых, как правило, приходится на июнь.

1. *Aulacoseira islandica* var. *helvetica* O. Müll. Холодноводный, планктонный. Нейтрофил по отношению к pH, β-мезосапроб (2.0), арктоальпийский. Обитает в водоемах от олиготрофных до эвтрофных.

2. *Diatoma tenue* Ag. var. *tenue*. Планктонно-бентосный. Индифферент по отношению к рН, бета-альфамезосапроб (2.5), космополит, населяет эвтрофные водоемы.

3. *Asterionella formosa* Hass. var. *formosa*. Планктонный. Алкалифил по отношению к рН, олигосапроб (1.0), космополит, населяет мезотрофные водоемы.

4. *Fragilaria crotonensis* Kitt. var. *crotonensis*. Планктонный. Галофил. Алкалифил по отношению к рН, альфа-бетамезосапроб (2.7), космополит, населяет мезотрофные водоемы.

Экологические характеристики массовых видов хорошо отражают состояние экосистемы губы Белая: присутствие алькалифилов, галофилов и водорослей, населяющих воды с мезотрофным трофическим статусом в составе массовых видов, свидетельствует о развитии процессов эвтрофирования и об увеличении общей минерализации.

Таблица 5

Количественные показатели численности N , биомассы B зоопланктона и индекса видового разнообразия Шеннона по численности $H(N)$ оз.Имандра в многолетнем ряду наблюдений (условно фоновый район – гидробиологическое лето 1996, 1998, 2003, 2006 гг.; губа Белая – гидробиологическое лето 1996, 1998, 2003, 2006, 2011, 2012 гг.)

Показатели зоопланктонного сообщества	$M \pm m$ min-max	Std. dev.
Условно фоновый район		
$N_{\text{общ}}$ (тыс. экз/м ³)	27.7 ± 24.5 7.8 – 113.9	49.1
$B_{\text{общ}}$ (г/м ³)	0.3 ± 0.1 0.1 – 0.7	0.2
$H(N)$ (бит/экз)	2.7 ± 0.3 1.7 – 2.9	0.5
Губа Белая		
$N_{\text{общ}}$ (тыс. экз/м ³)	401.5 ± 140.1 14.5 – 1064.5	190.1
$B_{\text{общ}}$ (г/м ³)	2.2 ± 0.9 0.2 – 7.1	1.6
$H(N)$ (бит/экз)	2.1 ± 0.2 1.1 – 2.9	0.6

ПРИМЕЧАНИЕ: В числителе указаны среднее значение и стандартная ошибка ($M \pm m$), в знаменателе – предельные значения.

Единично отмечены некоторые виды диатомей, являющихся типичными обитателями бентоса и перифитона (*Rhopalodia gibba* (Ehrb.) Müll., *Surirella* sp.), что, очевидно, связано с выносом этих организмов в водную толщу течением р. Белая, впадающей в губу. Вклад представителей других отделов водорослей в общую биомассу фитопланктона невелик, наиболее характерными представителями зеленых водорослей являются колониальные виды *Eudorina elegans* Ehrb., *Mucidosphaerium pulchellum* (Wood) Bock, Prosch. & Krienitz, *Pandorina morum* (Müll.) Bory de Saint-Vincent, *Pseudosphaerocystis lacustris*

(Lemm.) Nováková; сине-зеленых – представители рода *Anabaena*: *A. contorta* Bachm., *A. planctonica* Brunthaler, *A. subcylindrica* Borge, *A. flosoquae* West. Золотистые – *Dinobryon bavaricum* Imhof, *D. divergens* Imhof, *Mallomonas lichenensis* Conrad и перидиниевые – *Ceratium hirundinella* (Müll.) Dujardin, *Peridinium umbonatum* var. *goslaviense* (Wolszynska) Popovsky & Pfeister и *P. willei* Huitfeldt-Kaas здесь встречаются редко. Следует отметить, что видовой состав исследуемого района претерпел значительные изменения по сравнению с исследованиями прошлых лет. По результатам изучения фитопланктона озера Имандра, в период 1993-1994 гг. в составе водорослевого сообщества губы Белой доминировали представители видов *Limnotherix planctonica*, *Phormidium tenue*, *Cryptomonas* sp., *Aulacoseira islandica*, *Stephanodiscus rotula*, *Eudorina elegans*, *Pandorina morum* (Шаров, 2004). Список видов, обнаруженных в период гидробиологического лета 2012 г. в акватории губы Белой, представлен в табл.6. Видовой состав фитопланктона условно фонового района представлен в статье настоящего сборника, посвященной сообществам водорослей Бабинской Имандры.

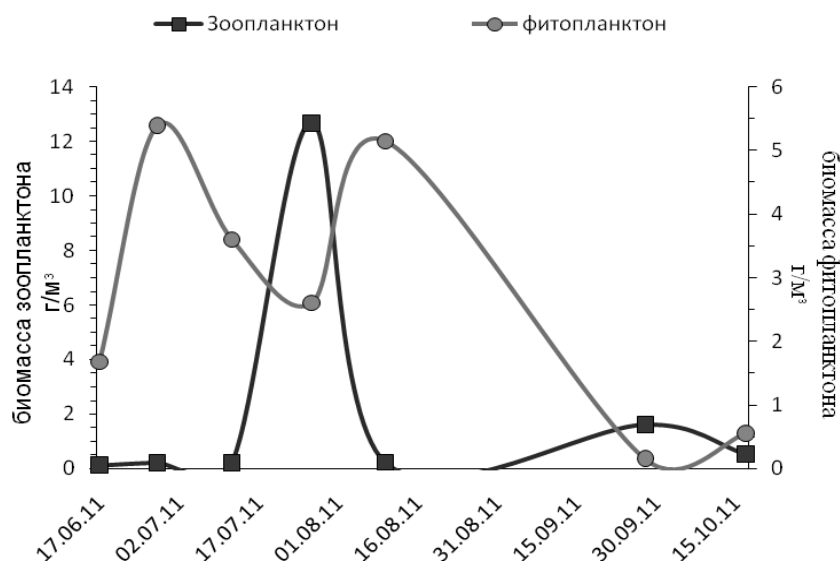


Рис.3. Динамика показателей биомассы фито- и зоопланктона в период исследований (июнь – октябрь 2011 г.)

Таблица 6

Видовой состав фитопланктона губы Белой оз.Имандра в период гидробиологического лета 2011-2012 гг.

Таксон	S	Sap	pH	N, млн кл/м³
1	2	3	4	5
Cyanoprokaryota				534.6 (21.2-1663.6)
<i>Achroonema proteiforme</i> Skuja	–	–	–	136 (21-288)
<i>Anabaena catenula</i> Kütz. ex Born. et Flah.	–	β-o	–	1 (0.4-1.4)

Продолжение таблицы 6

1	2	3	4	5
<i>Anabaena contorta</i> Bachm.	–	–	–	18.5 (1.1-35.8)
<i>Anabaena flosaquae</i> West	2.0	β	–	35 (3.7-72.7)
<i>Anabaena subcylindrica</i> Borg.	–	–	–	40.2 (0.03-119.3)
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Näg.	1.6	β-o	–	22.9
<i>Dolichospermum lemmermannii</i> (Richter) Wack., Hoff. & Kom.	2.1	β	–	9.8
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth.) Wack., Hoff. & Kom	1.6	β–	–	57 (8.3-174.5)
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagn. & Kom.	2.5	β-α	–	4.4 (2-6.7)
<i>Microcystis</i> sp.	–	–	–	27.3
<i>Microcystis viridis</i> (A.Braun) Lemm.	1.8	o-α	–	89.7 (1.8-177.7)
<i>Phormidium incrustatum</i> (Näg.) Gom. ex Gom.	0.1	x	alf	+
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. & Kom.	1.6	β-o	–	614.9 (249.8-981.4)
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.	1.6	β-o	–	212
<i>Trichormus variabilis</i> (Kütz. ex Born. & Flah.) Kom. & Anagn.	–	–	–	8.3 (0.01-16.6)
Bacillariophyta				530.3 (58.2-1357.5)
<i>Achnanthes</i> sp.	–	–	–	0.6 (0.5-0.7)
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	1.0	o	alf	38.6 (1.4-268.5)
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun.) Kram.	–	o	ind	1.4
<i>Aulacoseira islandica</i> (Müll.) Sim.	0.6	o-x	neu	178 (0.6-784.4)
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrnb.) Sim.	1.9	o-α	neu	124.6
<i>Cyclotella comensis</i> Grun.	1.5	o-β	ind	57.4 (2.3-139.8)
<i>Cyclotella kützingiana</i> Thwaites	2.1	β	ind	1.7 (0.4-3.6)
<i>Cyclotella melosiroides</i> (Kirch.) Lemm.	–	–	–	0.4
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	1.8	o-α	alf	+
<i>Cymatopleura solea</i> var. <i>solea</i> (Bréb.) W. Sm.	1.0	o	ind	+
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	–	β-α	–	0.3
<i>Diatoma tenuis</i> Agardh	1.5	o-α	ind	24.8 (0.1-77.0)
<i>Diploneis</i> sp.	-	-	-	+
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G.Mann	1.3	x-o	ind	0.2
<i>Epithemia argus</i> (Ehrb.) Kütz.	1.8	o	ind	+
<i>Eunotia zasuminensis</i> (Cab.) Korner	–	–	–	+
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	1.0	o	neu	24.5 (0.3-134.6)
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) Lange-Bert.	1.5	o-β	alf	+
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.	2.7	α-β	alf	30.1 (0.1-117.8)
<i>Fragilaria gracilis</i> Østr.	–	–	neu	0.7
<i>Fragilariforma virescens</i> (Ralfs) Williams & Round	1.3	o	neu	2.73
<i>Fragilariforma neoproducta</i> (Lange-Bert.) Williams & Round	1.0	o	-	+
<i>Gomphonema angustum</i> Ag.	1.4	o-β	ind	+
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrb.	0.9	x-β	alf	+
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) Patr.	1.5	o-β	alf	3.5 (0.2-6.8)

1	2	3	4	5
<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) Agardh	-	-	alf	172.5 (0.7-515.8)
<i>Melosira varians</i> Agardh	2.7	α - β	alf	7.3
<i>Navicula</i> sp.	-	-	-	0.7 (0.1-1.2)
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bert.	1.4	o- β	ind	0.4 (0.1-0.7)
<i>Navicula oblonga</i> Kütz.	2.0	β	alf	+
<i>Navicula pusilla</i> W. Sm.	1.5	o- β	ind	+
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	1.1	o	ind	+
<i>Navicula rostellata</i> Kütz.	1.7	β -o	alf	+
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W.Smith	1.5	o- β	alf	0.7
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>perminuta</i> Grun.	2.0	β	alf	+
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grun. in Cleve et Grun.) Grun. in Van Heurck	2.2	β	alf	0.1
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L.Smith	-	-	acf	5.0 (0.1-9.8)
<i>Rhizosolenia longiseta</i> Zach.	0.4	x-o	acf	4.5 (3.2-5.8)
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrb.) Müll.	0.4	x-o	alb	0.1
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrb.) Müll	-	-	ind	0.7
<i>Stephanodiscus alpinus</i> Hust.	-	-	-	2.9
<i>Stephanodiscus minutus</i> Pant.	-	-	-	5.7
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	2.7	α - β	alf	4.4 (2.0-6.8)
<i>Stephanodiscus</i> sp.	-	-	-	0.2
<i>Surirella biseriata</i> Bréb.	1.5	o- β	alf	0.5
<i>Surirella elegans</i> Ehrb.	1.2	o	alb	0.2
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrb	1.9	β -o	alf	4.8 (0.1-12.8)
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kütz.	0.2	x	neu	5.6 (0.03-16.4)
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	1.9	o- α	acf	20.0 (16.1-23.9)
<i>Planothidium minutissimum</i> (Krasske) Lange-Bert.	2.2	β	ind	0.2
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert.	1.0	o	alf	+
<i>Stausira venter</i> (Ehrb.) Kobayasi	2.0	β	alf	0.3
Chlorophyta				165.6 (1.7-576.0)
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	2.3	β	-	1.4
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Tsar.	2.2	β	ind	3.2 (0.03-6.7)
<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	-	-	18.8
<i>Coenocystis subcylindrica</i> Korsh.	-	-	-	1 (0.2-1.8)
<i>Eudorina elegans</i> Ehrb.	2.2	β	-	7.9 (0.1-27.6)
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	1.9	o- α	-	0.3 (0.2-0.5)
<i>Hindakia tetrachotoma</i> (Printz) C.Bock, Proschk & Krienitz	2.5	β - α	-	17
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schm.) Bohl.	1.8	o- α	-	0.4
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirch.) Möb.	2.0	β	-	1.4
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	2.5	β - α	-	52 (1.9-161.3)
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Kom.-Legn.	2.2	β	-	0.7 (0.5-0.9)
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (Wood) Bock, Prosch. & Krienitz	2.3	β	ind	15.9 (0.3-53.8)
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	2.1	β	-	14.9 (0.1-55.2)

<i>Paulschulzia pseudovolvox</i> (Schultz) Skuja	1.2	o	–	6.4 (2.3-13.5)
<i>Paulschulzia tenera</i> (Korsh.) Lund	–	–	–	3.0 (1.2-6.4)

1	2	3	4	5
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	1.8	o- α	ind	0.8 (0.2-1.4)
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schm.	1.8	o- α	–	1.6 (0.5-2.2)
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> Smith	1.6	β -o	–	3.8
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turp.) Hegew.	1.9	o- α	ind	6.2 (1.4-11.5)
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (Lemm.) Nováková	–	–	–	35.5 (0.4-98.6)
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	2.1	β	ind	3.1 (0.1-6.4)
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korsh.) Bourr.	–	–	–	3.0 (0.1-8.5)
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	–	–	–	1.1 (0.8-1.4)
<i>Ulothrix zonata</i> (Weber & Mohr) Kütz.	1.8	o- α	ind	2.7 (1.7-3.7)
Chrysophyta				15.6 (0.5-51.8)
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	1.1	o	–	3.7
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	1.8	o- α	ind	3.5 (0.2-6.8)
<i>Mallomonas crassisquama</i> (Asmund) Fott	–	–	–	13.5 (0.5-26.6)
<i>Mallomonas lichenensis</i> Conrad	–	–	–	1.2 (0.3-2.9)
Charophyta				2.5 (1.4-3.7)
<i>Closterium gracile</i> Bréb. ex Ralfs	0.7	o-x	acf	1.2 (0.4-3.7)
<i>Staurastrum arachne</i> Ralfs ex Ralfs	–	–	–	0.1
<i>Staurodesmus incus</i> (Hass. ex Ralfs) Teil.	–	–	–	0.8
<i>Cosmarium botrytis</i> Ralfs	2.3	β	ind	+
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenh.	1.8	o- α	ind	+
Dinophyta				1.1 (0.7-1.7)
<i>Ceratium hirundinella</i> (Müll.) Dujard.	1.2	o	–	1
<i>Peridinium umbonatum</i> var. <i>goslaviense</i> (Wolszynska) J.Popovsky & L.Pfeister	1.1	o	–	0.7 (0.5-0.9)
<i>Peridinium willei</i> Huitf.-Kaas	1.5	o- β	–	0.5

ПРИМЕЧАНИЯ: *S* – сапробное значение организма-сапробионта; *Sap* – степень сапробности (x – ксеносапробная, x-o – ксено-олигосапробная, x-o – олиго-ксеносапробная, o – олигосапробная, o- β – олиго-бетамезосапробная, β -o – бета-олигосапробная, o- α – олиго-альфамезосапробная, β – бетамезосапробная, β - α – бета-альфамезосапробная, α - β – альфа-бетамезосапробная); рН – приуроченность организма к экологической группе по отношению к реакции среды (ind – индифферент, neu – нейтрофил, alf – алкалофил, alb – алкалобионт, acf – ацидофил); *N* – численность (перед скобками указано среднее значение, в скобках – диапазон; «+» – вид встречается единично).

Доминирование в видовом составе фитопланктона акватории губы Белой колониальных зеленых водорослей и крупноклеточных диатомей было описано также другими авторами (Моисеенко и др., 2009). Следует отметить, что увеличение доли центрических диатомовых водорослей является одним из признаков эвтрофикации водоема (Трифенова, 1990). Согласно литературным данным, в период максимального загрязнения данной акватории озера из фитопланктона исчезли десмидиевые водоросли, которые наряду с диатомовыми являлись характерными представителями фитопланктона озера Имандра в доиндустриальный период (Воронихин, 1935), и сократилась доля диатомей рода *Tabellaria*. Однако после снижения антропогенной нагрузки

представители данного таксона вновь обнаруживаются в пробах (Moiseenko et al., 2009). В первой половине лета и осенью 2012 г. в акватории губы Белой было отмечено в незначительных количествах присутствие видов водорослей *T. fenestrata* (Lyngb.) Kütz. и *T. flocculosa* (Roth) Kütz. Представители порядка Desmidiiales обнаружены единично (*Closterium gracile* Bréb. ex Ralfs, *Staurodesmus incus* (Hass. ex Ralfs) Teil., *Staurostrum arachne* Ralfs ex Ralfs) в пробах, отобранных в сентябре. Исходя из вышесказанного, можно сделать вывод, что видовой состав фитопланктонного сообщества губы Белой, несмотря на поступление большого количества биогенных элементов и развитие процессов эвтрофикации, сохраняет определенные черты, характерные для арктических олиготрофных водоемов (доминирование диатомей, присутствие в планктоне золотистых и десмидиевых), хотя отмечаются периоды увеличения доли типичных представителей эвтрофных водоемов (зеленых и сине-зеленых водорослей).

Концентрация хлорофилла «а» в исследуемый период находилась в диапазоне 4.9-18.2 мг/м³ (среднесезонное значение 9 мг/м³), что, согласно классификации озер по уровню трофности С.П.Китаева (1984), соответствует переходному от повышенного α -эвтрофного к умеренному α -мезотрофному типу.

Динамика биомассы популяций и сообществ организмов определяется особенностями их структуры, жизненных циклов отдельных видов, спецификой их реагирования на изменения внешних условий и биотических связей в сообществах (Алимов, 1990). Сезонные изменения, особенно в озерах умеренных широт, относятся к числу наиболее изученных аспектов экологии фитопланктона (Саут, Уиттик, 1990). Тем не менее, до сих пор нет единого мнения относительно причин сукцессии видов в сообществе фитопланктона (Михеева, 1983). Динамика фитопланктона губы Белой во многом определяется развитием процессов эвтрофикации. Сезонные сукцессии водорослевого сообщества проявляются в следующем. Вегетация начинается в июне после вскрытия водоема ото льда, когда в толще воды интенсивно развиваются холодноводные крупноклеточные колониальные диатомовые водоросли *Aulacoseira islandica* (Müll.) Simons., составляющие основу биомассы фитопланктона (в отдельные периоды до 100% общей биомассы) и формирующие первый, наиболее выраженный сезонный максимум. Важную роль в экологии этого вида играет вертикальная турбулентность среды, способствующая поддержанию их во взвешенном состоянии в фотической зоне и обогащению верхних слоев водной толщи биогенными элементами (Науменко, 2007). Поэтому к концу июля – началу августа, в связи со сменой продолжительности дня и температурного режима, осадением диатомей в нижележащие слои воды, а также сокращением доступных элементов минерального питания интенсивное развитие диатомовых водорослей данного вида прекращается. Следует отметить, что в районах непосредственной близости источников загрязнения, к которым относится исследуемая акватория губы Белой, в 1950-1960-х гг. произошло резкое изменение многолетней сукцессии диатомовой флоры: исчезли стенобионтные виды *Aulacoseira valida*, *A. subarctica*, *Melosira scabra*, виды рода *Cyclotella*, появились эврибионтные виды – *Aulacoseira islandica* и виды, предпочитающие более высокий уровень трофности среды – *A. italica*, *A. ambigua* (по данным Л.Я.Каган, цит. по: Шаров, 2004).

В связи с крупными размерами клеток диатомовые не используются большинством массовых представителей растительного зоопланктона в качестве пищи, поэтому развитие зоопланктона происходит позже, когда в составе фитопланктона появляются другие группы водорослей – Chlogophyta, Charophyta, Суанорокагуота и др., характеризующиеся меньшими размерами клеток и отсутствием кремнеземного панциря. Как правило, развитие этих водорослей начинается вслед за первым максимумом биомассы фитопланктона, обусловленной развитием диатомей. Несмотря на высокую численность, мелкоклеточные группы водорослей характеризуются меньшей биомассой. В осенний период, когда поверхностные воды охлаждаются и исчезновение термоклина делает возможным их смешение с более глубокими, богатыми биогенами слоями воды, возможно второе диатомовое цветение (Саут, Уиттик, 1990). На рис.4а, б показано сезонное изменение количественных характеристик, а также вклад различных отделов водорослей в общую биомассу и численность фитопланктона губы Белой.

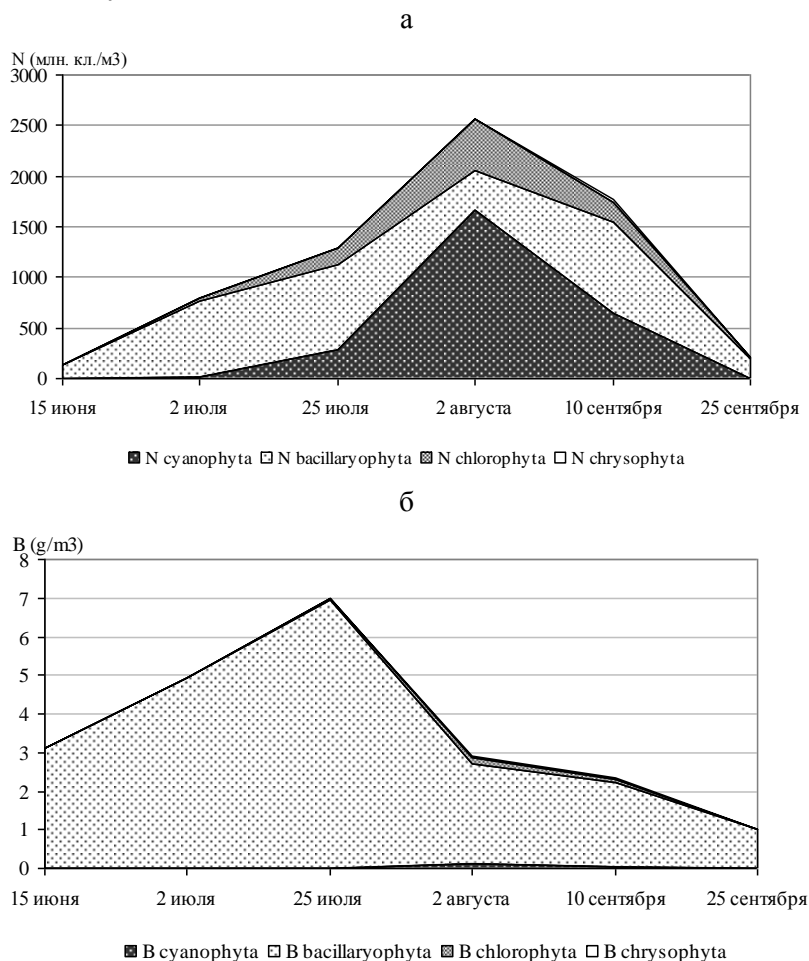


Рис.4. Динамика показателей численности (а) и биомассы (б) фитопланктона в июне – сентябре 2012 г. (величина биомассы является расчетной и

выражена исходя из индивидуальной численности и размеров клеток водорослей)

Биомасса зоопланктона закономерно возрастала с 0.2 г/м^3 в середине июня до максимального значения (1.3 г/м^3) в начале августа, затем плавно снижалась и к концу сентября составляла 0.8 г/м^3 . Биомасса фитопланктона также плавно возрастала с 3.0 г/м^3 в середине июня до 7.0 г/м^3 к концу июля, затем, в отличие от зоопланктона, резко снизилась к началу августа до 3.0 г/м^3 и к концу сентября плавно снижалась до 1.0 г/м^3 , что также хорошо отражает сезонную динамику в развитии сообществ (рис.5).

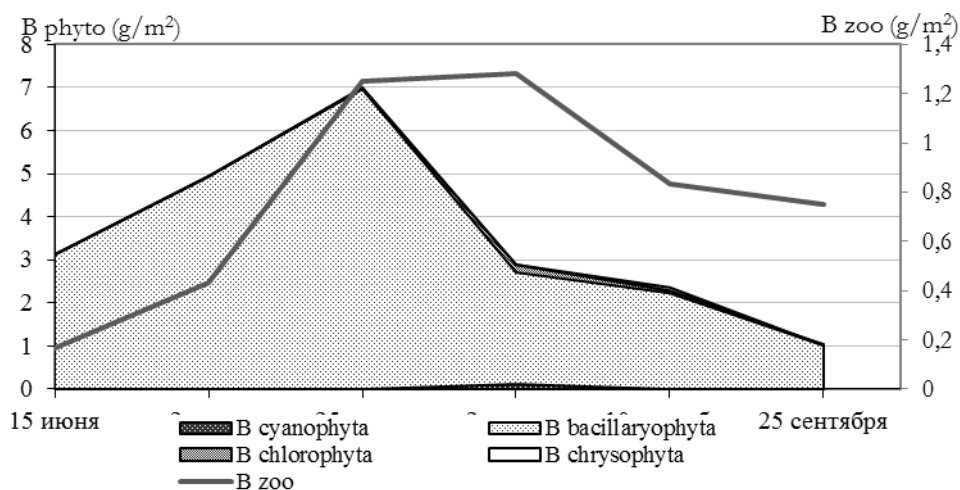


Рис.5. Динамика показателей биомассы фито- и зоопланктона в период исследований (июнь – сентябрь 2012 г.)

Особенности распределения организмов планктона в поверхностных горизонтах губы Белой оз.Имандра (слои 0-2 м, 2-5 м)

Фитопланктон редко бывает распределен равномерно по водоему, различия наблюдаются как в вертикальном, так и в горизонтальном распределении, причем эти распределения меняются со временем (Саут, Уиттик, 1990). Вертикальное распределение отражает адаптацию сообщества фитопланктона к определенным условиям среды и определяется морфометрией водоема, динамикой водных масс и составом водорослей, который связан с трофическими условиями (Трифенова, 1990).

На рис. 6 представлено вертикальное распределение численности фитопланктона в разные периоды гидробиологического лета 2012 г. На графиках видно, что в начале вегетационного периода общая численность невелика и сформирована главным образом диатомовыми водорослями. К концу июля происходит выравнивание численности диатомей и других групп (в основном зеленых и сине-зеленых), причем поверхностный и более глубокий слой практически не отличаются по величине численности и соотношению таксономических групп, что говорит о достаточном перемешивании водных масс.

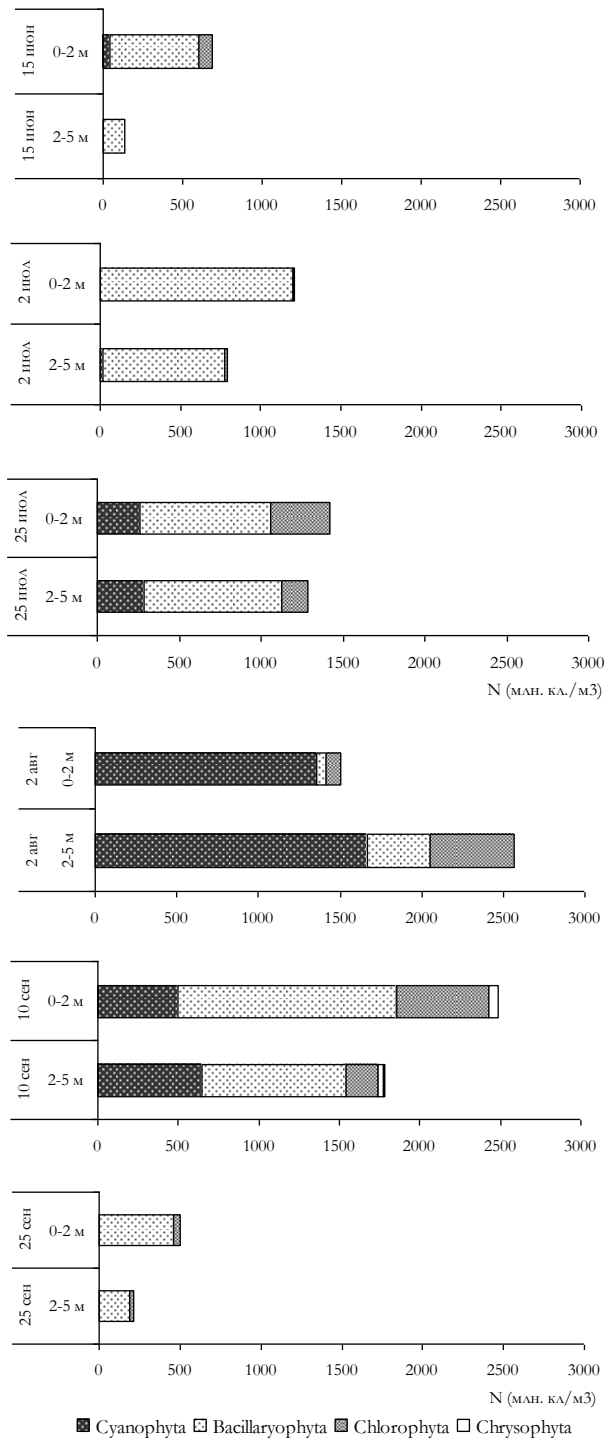


Рис.6. Вертикальное распределение численности фитопланктона в губе Белой в разные периоды гидробиологического лета 2012 г.

В начале августа доминирующее положение занимают сине-зеленые водоросли, причем максимум численности отмечается в слое 2-5 м. В первой декаде сентября вновь увеличивается доля диатомей, в составе фитопланктона в незначительных количествах появляются золотистые водоросли. Фитопланктонное сообщество губы Белой в конце сентября вновь представлено главным образом диатомовыми, с незначительной долей зеленых. Надо отметить, что численность фитопланктона в поверхностном слое, как правило, превышает таковую в более глубоких слоях, что может быть связано с выеданием водорослей организмами зоопланктона, биомасса которых в слое 2-5 м была выше (см. далее).

В ходе исследований удалось установить, что численность коловраток в слоях 0-2 м и 2-5 м является практически одинаковой (26.2 ± 11.5 , 25.7 ± 11.3 тыс. экз/м³ соответственно) (рис.7). «Тонкие» фильтраторы кладоцеры и «грубые» фильтраторы копеподы имели большую численность в слое 2-5 м (5.7 ± 5.5 и 1.02 ± 0.11 тыс. экз/м³ против 3.1 ± 2.1 и 0.3 ± 0.27 тыс. экз/м³ в горизонте 0-2 м соответственно) (табл.7, рис.7).

Анализ данных по биомассе выявил преобладание кладоцер (0.119 ± 0.012 и 0.146 ± 0.138 г/м³ соответственно) в обоих горизонтах, которые, несмотря на малую численность, являются крупными формами и обладают большой биомассой (*B. obtusirostris*, *H. gibberum*, *L. kindtii*). Биомасса коловраток достоверно не отличалась и составляла соответственно 0.055 ± 0.032 и 0.066 ± 0.047 г/м³, биомасса копепод в слое 2-5 м приблизительно в 1.5 раза была выше, чем в слое 0-2 м (0.041 ± 0.024 против 0.029 ± 0.026 г/м³) (табл.7, рис.8). Следует отметить, что у всех трех групп зоопланктона биомасса в горизонте 2-5 м была выше, чем в вышележащем горизонте.

Таблица 7

Количественные показатели зоопланктона губы Белой оз.Имандра (июль – август 1993, 1994, 1996, 1998, 2001, 2003, 2006, 2011, 2012 гг.)

Группа зоопланктона	$\bar{M} \pm m$ min-max	Стандартное отклонение, σ
1	2	3
Численность, тыс. экз/м ³		
Rotatoria (0-2 м)	26.2 ± 11.5 0.4 – 163.3	43.1
Rotatoria (2-5 м)	25.7 ± 11.3 0.08 – 154.9	42.4
Cladocera (0-2 м)	3.1 ± 2.1 0.9 – 5.2	3.03
Cladocera (2-5 м)	5.7 ± 5.5 0.2 – 11.3	7.8
Copepoda (0-2 м)	0.3 ± 0.27 0.006 – 0.88	0.47
Copepoda (2-5 м)	1.02 ± 0.11	0.19

| 0.9 – 1.25 |

1	2	3
Биомасса, г/м ³		
Rotatoria (0-2 м)	<u>0.055 ± 0.032</u> 0.001 – 0.445	0.12
Rotatoria (2-5 м)	<u>0.066 ± 0.047</u> 0.0007 – 0.663	0.17
Cladocera (0-2 м)	<u>0.119 ± 0.012</u> 0.107 – 0.13	0.016
Cladocera (2-5 м)	<u>0.146 ± 0.138</u> 0.008 – 0.284	0.195
Copepoda (0-2 м)	<u>0.029 ± 0.026</u> 0.002 – 0.083	0.046
Copepoda (2-5 м)	<u>0.041 ± 0.024</u> 0.008 – 0.09	0.043

ПРИМЕЧАНИЕ. $M \pm m$ – среднее значение и стандартная ошибка, min-max – предельные значения.

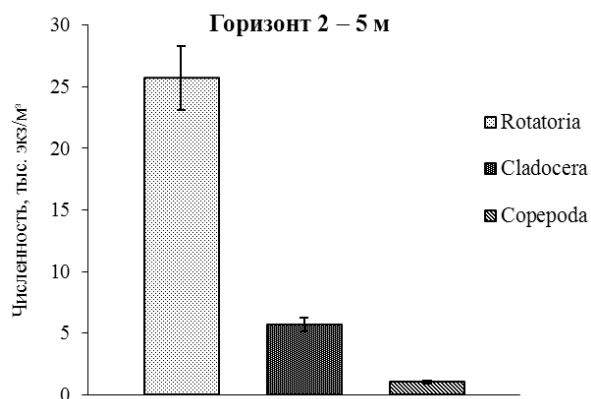
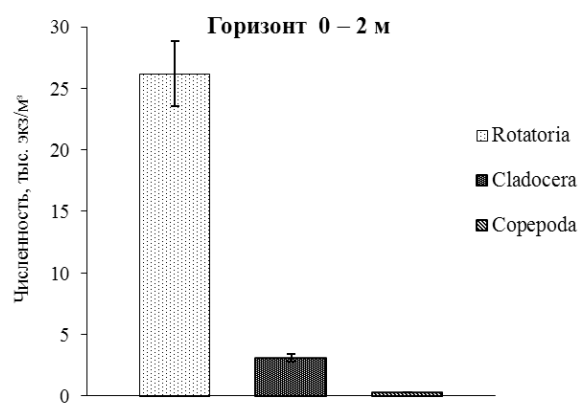


Рис.7. Численность зоопланктонного сообщества в горизонтах 0-2 и 2-5 м в период исследований (гидробиологическое лето 1996, 1998, 2001, 2003, 2006, 2011 и 2012 гг.)

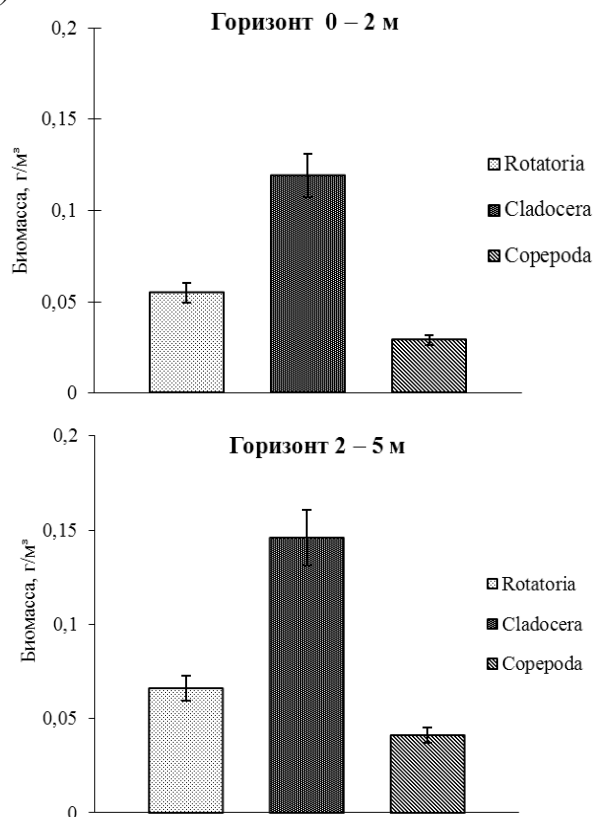


Рис.8. Биомасса зоопланктонного сообщества в горизонтах 0-2 и 2-5 м в период исследований (гидробиологическое лето 1996, 1998, 2001, 2003, 2006, 2011 и 2012 гг.)

Заклучение

Таксономическая структура фито- и зоопланктонного сообществ является хорошим индикатором степени загрязнения водоема в целом или его отдельных участков. В фитопланктонном сообществе губы Белой в течение вегетационного периода доминируют крупноклеточные колониальные диатомовые водоросли *A. islandica* (Müll) Simons и *A. formosa* (Hass). Отмечается присутствие видов рода *Tabellaria*, которые в период максимального загрязнения исследуемого района не обнаруживались в пробах фитопланктона. Десмидиевые водоросли, характерные для оз.Имандра в доиндустриальный период, в настоящее время в губе Белой обнаруживаются единично и, возможно, являются заносными из рек Жемчужная и Белая, впадающих в губу. Возрастает роль зеленых и сине-зеленых водорослей. Золотистые водоросли, являющиеся характерными обитателями холодных чистых вод, обнаруживаются в очень малых количествах в конце вегетационного периода. Несмотря на существенное антропогенное влияние на экосистему губы Белой, в

целом флористический состав фитопланктона сохраняет определенные черты, характерные для арктических водоемов.

В зоопланктонном сообществе губы Белой структурные перестройки проявляются в снижении обилия типичных представителей фауны олиготрофных озер (*L. kindtii*, *H. gibberum*) или полном исчезновении наиболее чувствительных к загрязнению типичных обитателей северных водоемов – каланоид *E. graciloides* и *H. appendiculata*. Их замещают и постепенно формируют состав руководящего комплекса эврибионтные виды, с широкой экологической валентностью, простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения – коловратки (*A. priodonta*, *K. cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp.), значительная доля которых относится к космополитам. Это свидетельствует о снижении биофильтрационной активности зоопланктона в данном районе озера.

В удаленном от источников загрязнения условно фоновом районе оз.Имандра возрастает доля организмов-фильтраторов – наиболее ценных в кормовом отношении крупных ветвистоусых (*B. obtusirostris*, *D. cristata*, *H. gibberum*) и веслоногих (*M. leuckarti*, *E. gracilis*) ракообразных в величине общей численности и биомассы. Следует отметить обильное развитие чувствительных к загрязнению активных «грубых» фильтраторов каланоид (*E. gracilis*, *H. appendiculata*), играющих значительную роль в процессе самоочищения воды, что не было характерно для губы Белой.

Количественные показатели планктонных сообществ также проявляют определенную специфику в зависимости от степени техногенного загрязнения водоема. Общая численность и биомасса зоопланктона в условно фоновом районе составляли соответственно 27.7 ± 24.5 тыс. экз/м³ и 0.3 ± 0.1 г/м³ против 401.5 ± 140.1 тыс. экз/м³ и 2.2 ± 0.9 г/м³ в губе Белой. Обильное развитие фито- и зоопланктона в губе Белой связано с процессом эвтрофирования, которое выступает здесь «ведущим» фактором и обусловлено достаточно высокими концентрациями в воде биогенных элементов (N и P) и органических веществ при сопутствующем техногенном загрязнении неорганической взвесью.

Изменение показателей биомассы фито- и зоопланктона хорошо отражает сезонную динамику в развитии сообществ. Сезонная динамика фитопланктона губы Белой также во многом определяется развитием процессов эвтрофикации. Общая биомасса и численность фитопланктона в исследуемом районе в течение вегетационного периода 2012 г. варьировали в диапазоне 2.3-7 г/м³ и 137-2566 млн кл/м³ соответственно, причем максимальная биомасса отмечалась в конце июля, а максимальная численность – в начале августа, когда происходило развитие зеленых и сине-зеленых водорослей, обладающих мелкими размерами клеток. Массовое развитие крупноклеточных колониальных диатомей (*A. islandica*) в начале гидробиологического лета сопровождается низкими количественными характеристиками зоопланктона, который не может использовать эти водоросли в качестве пищи. Увеличение биомассы зоопланктона происходит с началом развития мелкоклеточных водорослей, преимущественно зеленых, во второй половине июля – начале августа.

Анализ особенностей распределения организмов зоопланктона губы Белой по численности и биомассе в горизонтах 0-2 м и 2-5 м в многолетнем ряду исследований выявил, что наиболее продуктивным в кормовом отношении является слой 2-5 м, где отмечена наибольшая концентрация представителей всех трех групп зоопланктона.

Установлено, что из наиболее информативных показателей, прореагировавших на техногенное воздействие, можно выделить следующие: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в общей численности и биомассе; информационный индекс видового (таксономического) разнообразия Шеннона ($H_{\text{бит}}$) по численности за вегетационный период; общая численность и биомасса зоопланктона; отношение биомассы Cladocera к биомассе Rotatoria ($B_{\text{Crust}}/B_{\text{Rot}}$), численности Cladocera к численности Copepoda ($N_{\text{Clad}}/N_{\text{Cop}}$), биомассы хищных форм зоопланктона к биомассе фильтраторов (B_3/B_2); средняя индивидуальная масса зоопланктона для сообщества в целом ($w=B/N$) за вегетационный период.

Согласно шкале трофности С.П.Китаева (1984), в современный период исследований трофический статус губы Белой по количественным показателям зоопланктона характеризуется как переходный от повышенного α -эвтрофного к умеренному α -мезотрофному типу. Это подтверждается содержанием хлорофилла «а», колеблющемся в течение лета в пределах 4.9-18.2 мг/м³ (среднесезонное значение 9 мг/м³).

В настоящее время развитие экосистемы губы Белой обусловлено мощным притоком биогенных элементов, что стимулирует развитие водорослей и способствует интенсификации продукционных процессов. Наличие течения и постоянный водообмен, наряду с массовым развитием водорослей, способствует активному самоочищению вод. Снижение интенсивности антропогенного эвтрофирования в результате сокращения объемов апатитового производства привело к некоторому улучшению экологической ситуации и стабилизации основных структурно-функциональных показателей планктона за последние 10 лет. В то же время ярко выраженные процессы эвтрофикации представляют потенциальную опасность для дальнейшего развития экосистемы. Изменение объемов притока биогенов, интенсификация токсической нагрузки, а также локальные флуктуации региональной климатической системы могут дестабилизировать существующее хрупкое равновесие, что повлечет за собой катастрофические последствия как для самой губы Белой, так и для оз.Имандра в целом.

Авторы выражают благодарность за практическую помощь при подготовке статьи к.г.н. Л.П.Кудрявцевой, инженеру С.Н.Макогонюку, инженеру С.В.Постновой.

Литература

Абакумов А.И. Влияние условия среды на распределение фитопланктона в водоеме / А.И.Абакумов, Ю.Г.Израэльский // Математическая биология и биоинформатика. – 2012. – Т.7, № 1. – С.274-283.

Алимов А.Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем / А.Ф.Алимов // Гидробиологический журнал. – 1990. – Т. 26, N 6. – С.3-12.

Андроникова И.Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга / И.Н.Андроникова // Гидробиологические исследования морских и пресных вод. – Л.: Наука, 1988. – С.47-53.

Андроникова И.Н. Классификация озер по уровню биологической продуктивности // Теоретические вопросы классификации озёр / И.Н.Андроникова. – СПб.: Наука, 1993. – С.51-72.

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов / И.Н.Андроникова. – СПб., 1996. – С.189.

Балушкина Е.В. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных / Е.В.Балушкина, Г.Г.Винберг // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. – Л., 1979. – С.58-72.

Баранов И.В. Лимнологические типы озер СССР / И.В.Баранов. – Л., 1961. – С.276.

Баринова С.С. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток) / С.С.Баринова, Л.А.Медведева. – Владивосток: Дальнаука, 1996. – 364 с.

Баринова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С.Баринова, Л.А.Медведева, О.В.Анисимова. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.

Биоресурсы Онежского озера. – Петрозаводск: Изд-во Карельского научного центра РАН, 2008. – С.54-67.

Большие озера Кольского полуострова. – Л.: Наука, Ленингр. отд., 1976. – С.349.

Вехов Н.В. Особенности биологии низших ракообразных при длительном загрязнении тундровых водоемов / Н.В.Вехов. – Киев, 1986. – С.15.

Воронихин Н.Н. Водоросли и их группировки в озерах Имандра и Нотозеро (Кольский п-ов) / Н.Н.Воронихин // Труды БИН АН СССР. Серия II. – Л., 1935. – Вып. 2.

Горбунова А.В. Влияние повышенной мутности воды на токсикорезистентность дафний / А.В.Горбунова // Тезисы докладов II Всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии. – СПб., 1991. – Т. 1. – С.121-122.

Гусева К.А. К методике учета фитопланктона / К.А.Гусева // Труды Института биологии водохранилищ. – Л., 1959. – Т.2. – С.44-51.

Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. Трофометаболические взаимодействия зоо- и фитопланктона / Б.Л.Гутельмахер. – Л., 1986. – С.155.

Деньгина Р.С. Экосистема озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения / Р.С.Деньгина. – Апатиты: КФАН СССР, 1980. – С.78.

Дубровина Л.В. К вопросу о влиянии биотических и абиотических факторов среды на токсичность тяжелых металлов / Л.В.Дубровина [и др.] // Тезисы докладов II Всесоюз. конф. по рыбохозяйственной токсикологии. – СПб., 1991. – Т. 1. – С.168-170.

Евдокимова Г.А. Изменение интенсивности микробиологических процессов в озере Имандра в связи с его загрязнением / Г.А.Евдокимова // Природа и хозяйство Севера. – 1988. – Вып. 16. – С.59.

Калинкина Н.М. Эволюционная обусловленность реакции гидробионтов на изменение ионного состава воды (на примере пресноводного зоопланктона) / Н.М.Калинкина, Т.П.Куликова // Известия РАН. Серия биологическая. – 2009. – № 2. – С.243-248.

Калинкина Н.М. Экологические особенности различных видов пресноводного зоопланктона и их толерантность к антропогенному воздействию / Н.М.Калинкина, Т.П.Куликова // Структурно-функциональные особенности

биосистем Севера (особи, популяции, сообщества): материалы конф. (Петрозаводск, 26-30 сентября 2005 г.). Ч. 1. – Петрозаводск. 2005. – С.159-162.

Кашулин Н.А. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область) / Н.А.Кашулин [и др.]. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2008. – Т. 2. – 282 с.

Кашулин Н.А. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области: в 2 ч. Ч. 1. Ковдорский район / Н.А.Кашулин [и др.]. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2005. – 234 с.

Кашулин Н.А. Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области / Н.А.Кашулин [и др.] // Вестник МГТУ. – 2013. – Т. 16, № 1. – С.98-107.

Кашулин Н.А. Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Евро-Арктического региона / Н.А.Кашулин [и др.] // Труды КНЦ РАН. Серия «Прикладная экология Севера». – Апатиты, 2012. – Вып. 1. – С.6-53.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон / С.П.Китаев. – М., 1984. – 207 с.

Корнева Л.Г. Опыт использования морфофункциональной классификации пресноводных водорослей для оценки динамики и пространственного распределения ассоциаций фитопланктона Рыбинского водохранилища / Л.Г.Корнева В.В.Соловьева // Ярославский педагогический вестник. Серия «Естественные науки». – 2012. – Т. III, № 3. – С.110-114.

Корнева Л.Г. Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища / Л.Г.Корнева; Ин-т экологии Волжского бассейна РАН. – Тольятти, 1999. – С.89-114.

Корнева Л.Г. Фитопланктон / Л.Г.Корнева // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во Ярослав. гос. техн. ун-та, 2001. – С.37-40.

Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей / Г.В.Кузьмин. – Магадан, 1984. – 48 с.

Куликова Т.П. Сезонные изменения влияния сточных вод целлюлозно-бумажного комбината на зоопланктон Северного Выгозера (водохранилища) / Т.П.Куликова // Влияние отдельных компонентов сточных вод анилиноокрасочной промышленности на гидробионтов. – Л., 1976. – С.118-126.

Кухарев В.И. Комплексная оценка эколого-техногенной нагрузки (Костомукшский ГОК) на водные системы (р.Кенти) / В.И.Кухарев // Инженерная экология. – М., 1998. – № 6. – С.33-41.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / А.В.Макрушин. – Л., 1974. – 60 с.

Михеева Т.М. Сукцессия видов в фитопланктоне: определяющие факторы / Т.М.Михеева; БГУ им. В.И. Ленина. – Минск, 1983. – 72 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенная трансформация Арктической экосистемы озера Имандра: тенденции к восстановлению после длительного периода загрязнения / Т.И.Моисеенко [и др.] // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36, № 3. – С.312-325.

Моисеенко Т.И. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т.И.Моисеенко [и др.]; под ред. Т.И.Моисеенко. – М.: Наука. – 2002. – 487 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Л., 1990. – С.221.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики / Т.И.Моисеенко. – Апатиты, 1997. – С.261.

Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ: учеб. пособие / М.А.Науменко. – СПб.: Изд-во РГГМУ, 2007. – 100 с.

Ривьер И.К. Влияние стоков г. Череповца на зоопланктон Шекснинского плеса / И.К.Ривьер // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. – Рыбинск, 1990. – С.42-58.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб.: Наука, 1992. – С.318.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В.А.Абакумова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.

Саут Р. Основы альгологии / Р.Саут, А.Уиттик; пер. с англ. к.б.н. К.Л.Тарасова. – М.: Мир, 1990.

Сергеева В.А. Влияние системы технического водоснабжения Трипольской ГРЭС на зоопланктон водоисточника / В.А.Сергеева. – Киев, 1988. – С.12.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. Санитарная и техническая гидробиология / В.Сладечек. – М.: Наука, 1967. – С.26-31.

Смельская М.В. Индикаторная роль зоопланктона в оценке экологического состояния озера Галичского / М.В.Смельская. – СПб. – 1994. – С.1-2.

Сушеня Л.М. Количественные закономерности питания ракообразных / Л.М.Сушеня. – Минск, 1975. – С.208.

Сярки М.Т. Зоопланктон Кондопожской губы Онежского озера в условиях антропогенного воздействия / М.Т.Сярки // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: тезисы докладов междунар. конф. – Петрозаводск, 1995. – С.113-114.

Телеш И.В. Роль планктонных ракообразных в водных экосистемах разного типа (на примере Ладожского озера, р.Невы и Невской губы) / И.В.Телеш // Материалы VII съезда гидробиол. о-ва РАН. – Казань, 1996. – Т. 2. – С.90-92.

Трифорова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона / И.С.Трифорова. – Л.: Наука, 1990. – 182 с.

Шаров А.Н. Структура фитопланктона водоемов Крайнего Севера в условиях техногенного загрязнения: автореферат дис. ... канд. биол. наук / А.Н.Шаров. – СПб., 2000. – 23 с.

Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова / А.Н.Шаров. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. – 113 с.

Яковлев В.А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз.Имандра) / В.А.Яковлев // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1995. – С.89.

Яковлев В.А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды субарктического водоема (на примере озера Имандра) / В.А.Яковлев // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 6. – С.715.

Яценко-Степанова Т.Н. Структурно-функциональная характеристика водорослевого сообщества и ее использование в оценке трофности водоемов озерного типа: автореферат дис. ... докт. биол. наук / Т.Н.Яценко-Степанова. – Оренбург, 2011.

Barinova S. Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the eastern Mediterranean // Nova Science Publishers. – New York, 2011. – 363 p.

Barinova S.S. Microscopic algae in monitoring of the Yarqon River (Central Israel) / S.S.Barinova, M.Tavassi, E.Nevo // LAP Lambert Academic Publishing. – Saarbrücken, 2010. – 187 p.

Brezonik P.L. Planktonic communities in Florida softwater lakes of varying pH / P.L.Brezonik, T.L.Crisman, R.L.Schultz // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1984. – Vol. 41. – P.46-56.

Determination of photosynthetic pigments in sea-water // Rep. of SCOP-UNESCO Working Group 17; UNESCO. – Paris. – 1966. – P.9-18.

Gliwicz Z.M. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy / Z.M.Gliwicz // Ekol. pol. – 1969. – Vol. 17, № 36. – P.663-708.

Jeffrey W. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls A,B,C and O₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton / W.Jeffrey, G.Humphrey // Biochem. Physiol. – 1975. – Vol. 167. – P.191-194.

Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometry equations / C.J.Lorenzen // Limnol. Oceanogr. – 1967. – № 12. – P. 343-346.

Malley D.F. Ecological effects of acid precipitation on zooplankton / D.F.Malley, D.L.Findlay, P.S.Chang // Acid precipitation: effects on ecological systems. Ann Arbor Publishers, Ann Arbor. – 1982. – P.297-327.

Moiseenko T.I. Long-term modification of Arctic lake ecosystems: Reference condition, degradation under toxic impacts and recovery (case study Imandra Lakes, Russia) / T.I.Moiseenko [et al.] // Limnologica 39. – 2009. – P.1-13.

Pantle R. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse / R.Pantle, H.Buck // Gas - und Wasserfach. – 1955. – 604 pp.

Ruttner-Kolisko A. Suggestion for biomass calculation of planktonic rotifers / A.Ruttner-Kolisko // Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. – 1977. – Bd. 8. – P.71-78.

Tikkanen T. Kasviplanktonopas / T.Tikkanen // Forssan kirjapaino Oy. – Forssa, 1986. – 278 p.

УДК 574.5 (52) (58)

Д.Б.Денисов, Н.А.Кашулин

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДОРΟΣЛЕВЫХ СООБЩЕСТВ ПЛАНКТОНА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КОЛЬСКОЙ АЭС (оз. ИМАНДРА)

Аннотация

Исследован видовой состав и структура сообществ фитопланктона в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС и на прилегающих участках акватории оз.Имандра. Проанализирована сезонная динамика, пространственное и вертикальное распределение, концентрация хлорофиллов. Показано, что воздействие подогретых вод ограничено губой, куда открывается сбросной канал; существенного влияния на экосистему Бабинской Имандры не выявлено. Более длительный вегетационный сезон и отсутствие ледового покрова позволяет водорослями планктона утилизировать большую часть биогенных элементов, поступающих в озеро в ходе весеннего снеготаяния. Постоянное перемешивание вод и их обновление, наряду с более интенсивными биохимическими и физиологическими процессами в клетках фитопланктона, способствует активному самоочищению экосистемы губы Молочной, несмотря на дополнительный приток биогенных элементов в ходе эксплуатации форелевого хозяйства.

Ключевые слова:

фитопланктон, содержание хлорофиллов, тепловое загрязнение, атомная станция.

D.B.Denisov, N.A.Kashulin

THE PHYTOPLANKTON COMMUNITIES UNDER THE KOLA NUCLEAR POWER PLANT IMPACT (THE IMANDRA LAKE)

Abstract

Phytoplankton species composition and communities' structure in the zone of influence of the Kola Nuclear Power Station heated waters and in the surrounding areas of the Imandra Lake have been investigated. The seasonal dynamics, spatial and vertical distribution of the concentration of chlorophyll have been analyzed. The heated water influence is most brightly expressed within heated bay only, the significant impact on the total ecosystem has not revealed. A longer vegetation period and the lack of ice makes possibilities for the algae plankton grows and utilize most of the nutrients entering to the lake with the spring snowmelt. Continuous mixing and renewing of the waters, along with a more intense biochemical and physiological processes in the phytoplankton cells, promotes active self-cleaning of the heated bay ecosystem, despite the additional influx of nutrients during from the trout farm.

Key words:

phytoplankton, chlorophylls content, thermal pollution, nuclear station.

Введение

Изучение реакции сообществ фитопланктона на так называемое тепловое загрязнение водоемов-охладителей атомных электростанций является одним из самых актуальных направлений исследований в мировой и отечественной практике с момента интенсивного развития атомной энергетики (Золотарева и др., 1973; Мордухай-Болтовской, 1975; Куликов, 1978; Калиниченко и др., 1998; Серяков, 2004). Сведения о видовом составе и количественных характеристиках водорослей позволяют судить о состоянии и устойчивости всей водной экосистемы в целом. Это особенно важно для решения вопросов рационального водопользования, поиска путей минимизации отрицательных экологических последствий антропогенного воздействия на экосистему водоемов-охладителей. Мониторинг и обработка результатов наблюдений современными методами математической статистики с количественной оценкой изменения гидрохимических и гидробиологических параметров качества воды за длительный отрезок времени создает научную базу для прогноза экологического состояния водоемов-охладителей, является решением крупной научной проблемы обеспечения экономически эффективного производства энергии, аквакультуры, гидроэкологической безопасности региона. Фитопланктон водоемов-охладителей не только является основным элементом экосистемы, создающим первичную продукцию, но и играет важнейшую роль в процессах самоочищения воды.

Повышенные температуры воды стимулируют развитие водорослей за счет интенсификации обменных процессов и ускорения биохимических реакций. Как правило, развитие фитопланктона в зоне влияния подогретых вод обусловлено характером их распределения по акватории и в водной толще. В летнее время теплые воды обычно растекаются в поверхностном слое, в результате чего создаётся вертикальная термическая стратификация, но в районе их поступления они захватывают всю толщу воды (Оценка

экологического состояния..., 2003; Проведение экологического мониторинга..., 2005). В водоёмах-охладителях можно, с определенной степенью условности, различать зоны разной степени подогрева: зону постоянного, сильного подогрева, зону умеренного подогрева и зону «естественных» температур. В крупных водоёмах распределение подогретых вод очень мобильно и изменчиво, так как находится под влиянием силы и направления ветра (Влияние..., 1974). Поступление подогретых вод само по себе не производит прямого влияния на количество биогенных элементов и органических веществ, но косвенное влияние может оказывать, поскольку повышение температуры способствует изменению минерализации, деятельности бактерий-редуцентов и процессов самоочищения. В зонах подогрева некоторых АЭС наблюдается увеличение количества биогенных соединений, биологический показатель кислорода (БПК) и органических веществ свидетельствует о явлениях эвтрофикации. Исследования показали, что в ряде случаев заметных изменений в режиме биогенов под влиянием сброса подогретых вод не наблюдалось (Мордухай-Болтовской, 1975).

Высказывались предположения о том, что подогреваемые водоёмы и зоны акватории, в которых температуры в течение круглого года не опускаются ниже 4-5°C и которые по лимнологической классификации относятся к субтропическим, должны характеризоваться соответствующим набором гидробионтов (Проведение экологического мониторинга..., 2005). Тем не менее, практика показывает, что уже существующие десятки лет подогреваемые водоёмы практически не заселяются термофильными видами.

Основную массу флоры в условиях даже сильного подогрева составляют эвритермные или относительно более теплолюбивые (но не термобионтные) виды из наличного набора видов данного водоёма или бассейна. Общей для всех биоценозов и групп организмов чертой является сдвиг фенологических фаз на более раннее время и удлинение вегетационного периода фитопланктона в зонах подогрева. Более сильное влияние на фитопланктон подогрев оказывает в холодное время года. Здесь сказывается не только повышение температуры, но и значительное улучшение светового режима за счёт отсутствия в зонах подогрева ледового покрова.

Особое значение имеет выбор критериев оценки состояния экосистем в условиях «теплового загрязнения», базирующихся на сообществах фитопланктона. Традиционно используются показатели численности, биомассы и содержание в планктоне фотосинтетических пигментов. Биологические эффекты, проявляющиеся в результате повышения температуры вод, сравнимы с последствиями эвтрофикации: активизируются биохимические процессы, возрастает интенсивность фотосинтеза, удлиняется вегетационный период. Поэтому для оценки последствий воздействия подогретых вод целесообразно применять критерии, используемые при анализе загрязнения водоемов биогенными элементами, например, использовать в качестве оценочного параметра трофический статус вод. Также допустимо использование индекса сапробности, рассчитанного по фитопланктону, как комплексного показателя наличия и интенсивности утилизации элементов биогенного питания. При исследовании теплового влияния Курской АЭС было показано, что фитопланктон в водоеме-охладителе представлен в основном β -мезосапробными таксонами. На некоторых участках акватории иногда развивались α -мезосапробные водоросли. Массовое развитие α -мезосапробионтов свидетельствует о развитии процессов эвтрофикации, значительный вклад в которые вносит повышенная температура воды. При этом в качестве основных

источников элементов биогенного питания водорослей являются терригенные стоки и воды впадающих в водоем-охладитель рек (Лихачева и др., 2011).

Воздействие температуры не может рассматриваться в отрыве от других основных факторов, регулирующих функционирование экосистемы, в первую очередь гидрохимических и гидробиологических. Динамика температур может оказывать не только прямое, но и опосредованное влияние на живые организмы, определяя, например, формы нахождения химических элементов, их токсичность и доступность для гидробионтов. В некоторых случаях влияние температуры на водоросли не является определяющим на фоне других, более значимых факторов, как это было показано на примере водоема-охладителя Березовской ГРЭС-1, где более важную роль в развитии фитопланктона играло антропогенное управление водообменом и уровнем воды, за счет которых может, в свою очередь, изменяться концентрация биогенных веществ (Шур, 2009).

В условиях Кольского Севера температурный фактор зачастую является лимитирующим для развития гидробионтов. Сравнительно короткое гидробиологическое лето и малый период открытой воды создает особые условия для развития водорослей планктона, вынужденных развиваться ускоренными темпами в благоприятный сезон. Мощный промышленный комплекс, десятилетиями оказывающий влияние на водные ресурсы региона, привел к значительным перестройкам в функционировании водных экосистем, в первую очередь водорослевых сообществ (Кашулин и др., 2013). Изменения в структурно-функциональных характеристиках водных экосистем Кольского Севера наиболее ярко проявляются в последние десятилетия на фоне глобальных и региональных климатических изменений (Денисов, 2011). Исходя из этого изучение влияния теплового загрязнения на состояние водорослевых сообществ представляется наиболее важным для понимания роли температурного фактора в развитии субарктических водных экосистем в современных условиях.

Материалы и методы

Объектом исследования явились плесы Бабинская Имандра и Йокостровская Имандра, находящиеся в зоне влияния деятельности Кольской АЭС. Озеро Имандра – самый крупный водоем Кольского полуострова – в настоящее время представляет собой водохранилище, зарегулированное каскадом Нивских ГЭС. На берегах водоема расположен комплекс промышленных предприятий, обуславливающий длительную многофакторную антропогенную нагрузку, связанную с поступлением сточных вод металлургической и апатитовой промышленности, а также хозяйственно-бытовых стоков городов. Сток загрязнителей имеет выраженное направление с севера на юг по направлению к стоку и до ввода в эксплуатацию КАЭС (1973 г.) не затрагивал южного плеса Бабинская Имандра, что обуславливало различие гидрохимических режимов различных частей водоема. Кольская АЭС для охлаждения своих реакторов забирает воду из Йокостровской Имандры и сбрасывает по каналу в Молочную губу Бабинской Имандры около 1345 млн м³ (≈ 42.62 м³/с) сточных вод в год, подогретых на 5-13°C в зависимости от сезона (Доклад..., 2009).

В зимний период температура воды в канале находится в пределах 10-15°C. Повышение температуры подогретых вод начинается с конца апреля (12.2°C), наиболее высокие температуры наблюдаются обычно в конце июля и в первой

половине августа. Так, в третьей декаде июля 2011 г. температура подогретых вод в канале держалась в пределах 26.9°C, тогда как на остальной акватории озера температура поверхностных слоев воды составляла 16.0-21.3°C. Понижение температуры воды в канале начинается в конце августа (20.7°C) и продолжается до образования ледового покрова в озере (III декада октября – I декада ноября).

Сбросы подогретых сточных вод Кольской АЭС оказывают влияние на гидрологический и термический режимы водоема, меняют картину течений и условия обитания гидробионтов. Скорости течений и перераспределение водных масс определяются двумя насыпными дамбами, расположенными в устьевом участке сбросного канала. Непрерывное поступление подогретых вод в приустьевом участке формирует устойчивое постоянное течение, направление которого на расстоянии 100-200 м совпадает с осью канала, потом отмечается некоторое отклонение потока в сторону оконечности большой дамбы.

Для Кольской АЭС характерна особая организация движения водных масс между плесами естественного водоема-охладителя озера Имандра. В основу настоящего исследования легло предположение о наличии потоков циркуляции вод, определяющих динамику элементов биогенного питания водорослей в системе подводящий канал – сбросной канал, что во многом определяет условия обитания и развития водорослей. Постоянным источником биогенов в губе Молочная также является форелевое хозяйство, расположенное в приустьевом участке сбросного канала.

Отборы качественных и количественных проб фитопланктона были проведены в течение периода с апреля по октябрь 2011 г. с шести станций плеса Бабинская Имандра, расположенных в зоне влияния подогретых вод КАЭС (губа Молочная) и на прилегающих участках акватории, а также с трех станций в районе водозабора и на участках акватории плеса Йокостровская Имандра, откуда вода поступает в систему охлаждения (рис.1).

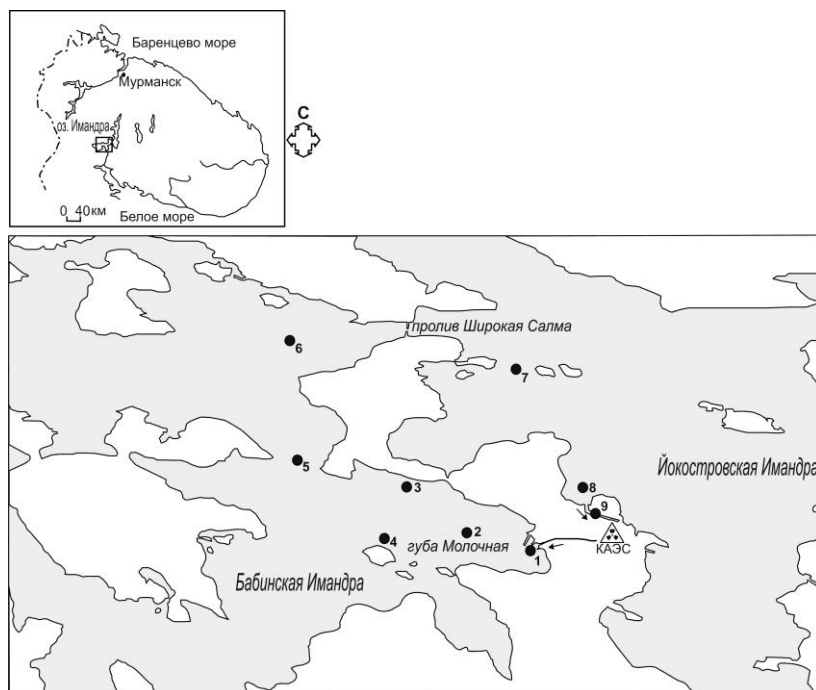


Рис.1. Карта-схема района исследований и станции отбора проб

При выборе станций основным критерием явилось предположение о циркуляции вод из плеса Бабинская Имандра в плес Йокостровская Имандра через пролив Широкая Салма. В период интенсивного снеготаяния (в апреле) отбор проводился в губе Молочная в районе сбросного канала подогретых вод КАЭС в зоне свободных ото льда участков. Наиболее масштабная съемка с использованием всех станций была проведена в период так называемого гидробиологического лета в июле и августе, с целью оценки пространственного распределения фитопланктона. На станциях 1, 2, 8 и 9 отбор проб был проведен с апреля по октябрь, для сравнительной оценки сезонной динамики фитопланктона.

В ходе работ на каждой станции проводились замеры температуры воды по разрезу глубин, а также отбор воды для анализа химического состава и основных гидрохимических параметров. Работы по отбору и анализу проб воды, а также хранение, консервация и подготовка проб к анализам и их анализ выполнялись аккредитованным Центром коллективного пользования физико-химических методов анализа ИППЭС КНЦ РАН (аттестат аккредитации № РОСС RU.00010517126) в соответствии с аттестованными методиками.

Также был проведен анализ содержания хлорофиллов «a», «b» и «c» в планктоне для оценки физиологического состояния водорослей и их фотосинтетической активности.

Отбор и анализ проб фитопланктона был произведен согласно ГОСТ 17.1.3.07-82, с использованием рекомендованных стандартных методик (Руководство..., 1983; Руководство по методам..., 1992) по схеме, принятой в ИППЭС КНЦ РАН. Отбор проб фитопланктона осуществлялся по разрезу глубин с интервалами 0-2, 2-5, 5-10 и 10-20 м стандартным батометром Рутнера емкостью 2.2 л и гидробиологическим батометром емкостью 6 л (если позволяла

глубина станции). Концентрация планктона проводилась с помощью планктонной сети с размером ячеи 29 мкм, конечная проба помещалась в пластиковую емкость объемом 50 мл и фиксировалась раствором Люголя.

Камеральная обработка образцов фитопланктона включала таксономическую идентификацию, подсчет численности и замер индивидуальных объемов клеток водорослей. Процедура была проведена в камере Нажотта объемом 0.1 мл на световом микроскопе «Motic BA300» с иммерсионным объективом, оснащенным цифровой камерой, при увеличениях от 400 до 1000 раз. Видовой состав определяли по: Определитель пресноводных..., 1951-1986; Krammer, Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a,b; Tikkanen, 1986; Баринова, Медведева, 1996; Krammer, 2000; 2002; 2003; Lange-Bertalot, 2001. Таксономическое разнообразие оценивалось с помощью индекса Шеннона-Уивера (Shannon, Weaver, 1949) и индексом доминирования Симпсона (Simpson, 1949).

Биомасса водорослей вычислялась счетно-объемным методом на основе определения индивидуального объема клеток (или плотных колоний) каждого вида, рассчитанного по формулам объема сходных геометрических фигур (Гусева, 1959; Кузьмин, 1984; Tikkanen, 1986). Для каждого размерного параметра клетки было проведено от 10 до 20 измерений посредством программного обеспечения «Motic image Plus 2.0». Уровень биомассы также дополнительно оценивался по содержанию хлорофилла «а» по формуле, предложенной А.Н.Шаровым для водоемов Кольского Севера (2004):

$$302.6 \text{ хл. «а»}^{1,26}.$$

Для определения концентрации хлорофиллов пробы воды объемом 1-2 л фильтровались через мембранный фильтр с диаметром пор 0.47 мкм. Экстракция хлорофиллов проводилась раствором ацетона (90%), оптическая плотность экстрактов измерялась на спектрофотометре «Hitachi UV-VIS 181». Концентрация хлорофилла «а» рассчитывались стандартным методом (Determination..., 1966), хлорофилла «с» – по формуле Джеффри и Хамфри (Jeffrey, Humphrey, 1975).

Оценка трофического статуса в исследованных участках акватории оз.Имандра по содержанию хлорофилла «а» и уровню биомассы фитопланктона была проведена по наиболее приемлемой для северных регионов шкале, представленной в табл.1 (Китаев, 1984).

Таблица 1

Трофическая классификация по С.П. Китаеву (1984)

Показатель	О		М		Э		ГЭ
	α	β	α	β	α	β	
Хлорофилл «а», мг/м ³	<1.5	1.5-3	3-6	6-12	12-24	24-48	>48
Биомасса фитопланктона, г/м ³	<0.5	0.5-1	1-2	2-4	4-8	8-16	>16

На основе таксономического состава фитопланктона была произведена оценка качества вод (с определением класса) на основе индекса сапробности вод *S* методом Пантле и Букка в модификации Сладечек (Pantle, Buck, 1955; Сладечек, 1967)

$$S = \frac{\sum (sh)}{\sum h},$$

где h – частота встречаемости вида; s – индикаторная значимость вида, отражающая отношение к степени загрязнения воды. Для расчетов была использована величина индикаторной значимости видов-сапробионтов из обновляемой экологической базы данных (Баринова и др., 2006).

Классификация качества вод согласно ГОСТ 17.1.3.07-82 представлена в табл.2.

Таблица 2

Классификация качества вод по индексу сапробности S (ГОСТ 17.1.3.07-82)

Класс качества вод	Степень загрязненности	Индекс сапробности
I	Очень чистые	<1.00
II	Чистые	1.00-1.50
III	Умеренно загрязненные	1.51-2.50
IV	Загрязненные	2.51-3.50
V	Грязные	3.51-4.00
VI	Очень грязные	>4.00

Результаты и обсуждение

Видовой состав и структура сообществ фитопланктона. Всего в составе фитопланктона исследованных станций был обнаружен 151 таксон водорослей рангом ниже рода в 6 отделах: диатомовые (Bacillariophyta) – 98; золотистые (Chrysophyta) – 5; зеленые (Chlorophyta) – 19; харовые (Charophyta) – 7; динофитовые (Dinophyta) – 6; сине-зеленые (Cyanophyta) – 16. Структура сообществ характеризуется преобладанием диатомовых водорослей по численности, биомассе и видовому разнообразию. Во все исследованные периоды, начиная с апреля, на всех исследованных станциях плесов Большая и Йокостровская Имандра доминировали диатомовые водоросли, являющиеся типичными представителями флоры озера Имандра. В массе встречались *Asterionella formosa* Hass.; *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz.; *T. flocculosa* (Roth) Kütz.; *Aulacoseira subarctica* (O. Müll.) Haworth; *A. islandica* (O.Müll.) Simons., а также представители родов *Fragilaria* и *Staurosira*: *F. capucina* Desm.; *F. crotonensis* Kitt.; *F. nanana* Lange-Bert., *Staurosira construens* Ehrb. Позиции субдоминантов занимали *Rhizosolenia longiseta* Zachar., *Ulnaria ulna* (Nitzsch) P.Compère; *Aulacoseira alpigena* (Grun.) Kramm., *Cyclotella kuetzingiana* var. *planetophora* Fricke in A. Schmidt., *Diatoma tenuis* C.Agardh.

Среди массовых видов золотистых водорослей господствующее положение занимали *Dinobryon divergens* Imhof и *D. cylindricum* var. *palustre* Lemm. Из зеленых водорослей встречались *Trochiscia granulata* (Reinsch) Hansg., *Sphaerocystis schroeteri* Chod., а также десмидиевые – *Cosmarium* sp., *Staurostrum* sp.

Сине-зеленые водоросли были представлены *Dolichospermum lemmermannii* (Richter) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek; *D. circinale* (Rabenh. ex Born. & Flahault) P.Wacklin, *D. flosaquae* (Bréb. ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek L.Hoff. & J.Komárek, *Chroococcus dispersus* (Keissl.) Lemm., а также *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp.

Таксономическая структура сообществ фитопланктона в зоне влияния подогретых вод, помимо более высокого общего уровня биомассы, отличается от участков с естественными температурами большей долей золотистых

водорослей (рис.2). Большинство обнаруженных сине-зеленых водорослей встречались, преимущественно в зоне подогреваемых вод губы Молочной. Среди них отмечены таксоны, способные вызывать «цветение» воды, и потенциально токсичные формы: *D. lemmermannii* и *D. circinale*, *Microcystis sp.* Доля зеленых, харовых и динофитовых примерно одинакова, диатомовые занимают господствующее положение.

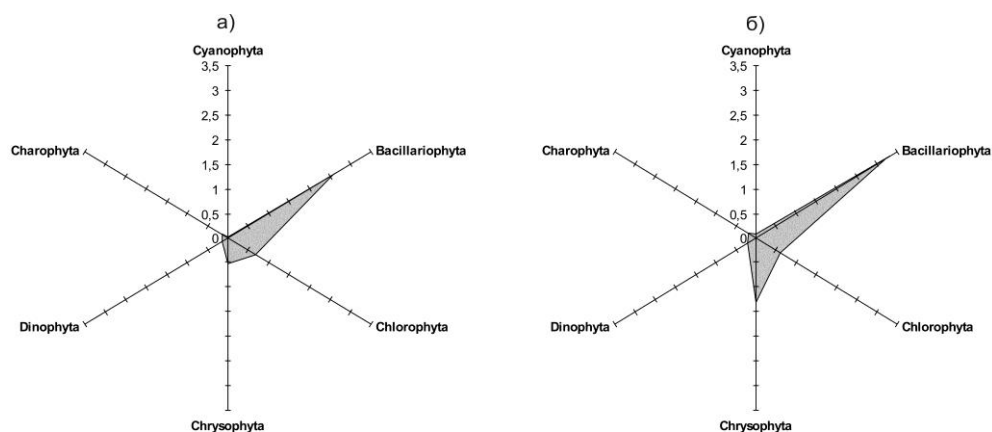


Рис.2. Таксономическая структура сообществ фитопланктона в 2011 году (биомасса, г/м³): а) залив подводящего канала; б) губа Молочная

В составе фитопланктона губы Молочная интенсивного развития типичных термофилов выявлено не было, массовыми таксонами были космополиты, арктоальпийские и бореальные виды, характерные для оз.Имандра. Среди водорослей, предпочитающих развиваться при температурах более 15°C, встречались диатомовые *Gomphonema parvulus* (Lange-Bert. & E.Reich.) Lange-Bert. & E.Reich., *Rhopalodia gibba* (Ehrb.) O. Müll., из динофитовых – *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Dujardin. Эти же виды встречались и на других станциях, включая залив подводящего канала.

Здесь также постоянно присутствовали представители обрастаний и бентосные формы, в частности обрывки нитей *Stigeoclonium sp.*, *Mougeotia sp.*, и диатомовые – *Rhopalodia gibba*, *Cymatopleura solea* (Bréb.) W.Smith, *Ulnaria ulna* и др., очевидно принесенные течением из сбросного канала.

Большинство обнаруженных массовых видов фитопланктона были описаны для плеса Бабинская Имандра еще в 1960-х гг. (Петровская, 1966). Подобная современной структура сообществ и соотношение доминирующих таксонов в Бабинской Имандре отмечены и в 1990-е гг. В августе 1994 г. в приустьевом участке сбросного канала А.Н. Шаровым (2000, 2004) была отмечена значительная доля (до 20 тыс. кл/л) *Ceratium hirundinella*, являющегося индикатором высоких температур воды (Трифонова, 1990). В 2011 г. численность этой водоросли в губе Молочная, включая сбросной канал, не превышала 800 кл/л. Таким образом, в настоящее время доля термофилов в планктоне существенно сократилась, наряду с сохранением прежней структуры доминирования. Основные отличия таксономического состава в зоне влияния подогретых вод связаны с постоянным присутствием обрастателей и представителей бентосной альгофлоры, а также значительной долей (до 24%)

бесшовных диатомовых родов *Fragilaria*, *Staurosira*, *Fragilariforma*, в то время как на участках с естественными температурами их доля не превышала 10%.

За счет наличия доминантных массовых видов (преимущественно диатомей) таксономическое разнообразие для исследованных станций оказалось сравнительно не высоким. Индекс Шеннона H' находился в пределах от 0.88 до 2.39 бит/экз., индекс доминирования Симпсона D – от 0.11 до 0.62. Более богатые в таксономическом отношении сообщества водорослей были характерны для губы Молочная, вследствие обогащения планктонных форм бентосными и обрастателями, выносимыми течением из сбросного канала, а также присутствия золотистых водорослей, занимающих позиции доминантов (рис.2). Так, в июле и августе в губе Молочная $H' = 1.94$ и 2.39 бит/экз., $D = 0.17$ и 0.11 соответственно, а в заливе подводящего канала $H' = 1.04$ и 1.37 бит/экз., $D = 0.46$ и 0.33 .

Пространственное распределение фитопланктона. Сообщества фитопланктона исследованных станций в 2011 г. характеризовались пространственной неоднородностью по видовому составу и уровню биомассы в различные периоды гидробиологического лета (рис.3). Наиболее высокая биомасса фитопланктона была выявлена в июле в губе Молочная, в зоне влияния подогретых вод, наименьшая – на удаленных от сбросного канала станциях 5 и 6 плеса Бабинская Имандра.

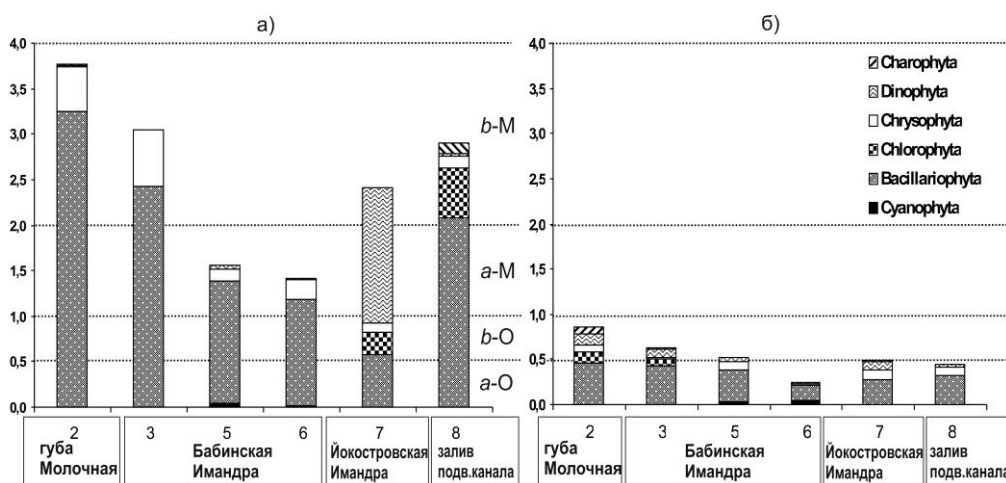


Рис.3. Сообщества фитопланктона (биомасса, $г/м^3$) и трофический статус вод по шкале С.П.Китаева (1984) в июле (а) и августе (б) на различных участках исследованных плесов: а-О – α -олиготрофный, б-О – β -олиготрофный, а-М – α -мезотрофный, б-М – β -мезотрофный

Видовой состав фитопланктона Йокостровской Имандры в июле значительно отличался от Бабинской: значительную долю составляли зеленые, харовые, динофитовые водоросли. Доминирующими по биомассе группами водорослей во всех станциях были диатомовые, за исключением станции 7, где в массе развивались динофитовые (Dinophyta: Peridiniaceae): *Ceratium hirundinella* и *Peridinium aciculiferum* Lemm. Массовое развитие перидинией

в некоторых участках оз.Имандра в июле стало характерным явлением в последние годы (Денисов, 2011; Кашулин и др., 2013). Интенсивная вегетация этих водорослей не является прямым следствием повышенной температуры воды, что доказывает отсутствие их массового развития в зоне теплового воздействия. Отличия в видовом составе станций Йокостровской Имандры объясняются содержанием биогенных элементов, в первую очередь нитратов (рис.4).

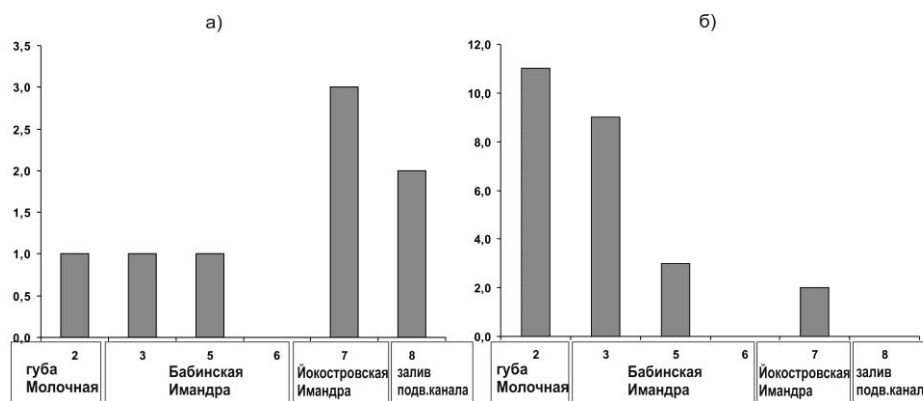


Рис.4. Содержание нитратов (NO₃, мкгN/л) в различных участках исследованных плесов: а) июль; б) август

В июле содержание нитратов в воде Йокостровской Имандры было более чем в 2.5 раза выше, чем в Бабинской. Максимальное значение зафиксировано для станции 7, где доминантами были перидиниевые водоросли.

В августе наблюдалась обратная картина: содержание нитратов было более высоким в плесе Бабинская Имандра, где этот период в составе сообществ возросла доля зеленых, харовых и перидиниевых водорослей, на фоне общего снижения уровня биомассы к концу лета. Увеличилось также содержание нитратов в губе Молочной, которые менее интенсивно используются водорослями в этот период. Таким образом, развитие зеленых, харовых и особенно перидиниевых водорослей тесно связано с наличием доступных нитратов, и их максимальная биомасса достигается в наиболее теплый месяц – в июле. Зависимости пространственного распределения водорослей от содержания других элементов установлено не было.

Трофический статус вод оказался максимальным в июле, причем и губу Молочную, и залив подводящего канала можно было отнести к β-мезотрофному типу (рис.3). Очевидно, для станций Йокостровской Имандры это связано с присутствием нитратов, обеспечивающих вегетацию водорослей, а для Бабинской – с влиянием подогретых вод. «Фоновые» в температурном отношении станции (5 и 6) Бабинской Имандра характеризовались более низкими значениями биомассы и соответствовали α-мезотрофному типу. Этот статус, вероятно, является наиболее характерным для Бабинской Имандры в участках, не подверженных тепловому загрязнению в июле. В августе большинство станций соответствовали α-олиготрофному типу, за исключением станции 2 (губа Молочная) и близкой к ней станции 3, для которых был характерен β-олиготрофный статус.

Сезонная динамика фитопланктона. Многие сезонные изменения, происходящие в сообществах фитопланктона в губе Молочной и заливе подводящего канала имеют схожий тип (рис.5). Различия связаны в основном с динамикой биомассы отдельных таксономических групп водорослей и некоторых

гидрохимических параметров, а также температуры (рис.6 и 7). Содержание биогенных элементов (NO_3 , PO_4) сравнительно высоко в начале периода вегетации, снижается в период максимального развития фитопланктона и опять возрастает осенью. Содержание нитратов в губе Молочной было выше, чем в заливе подводящего канала в течение всего исследованного периода, что, вероятно, является результатом деятельности форелевого хозяйства. Динамика и уровень содержания фосфатов (PO_4) в водах обоих участков полностью идентична.

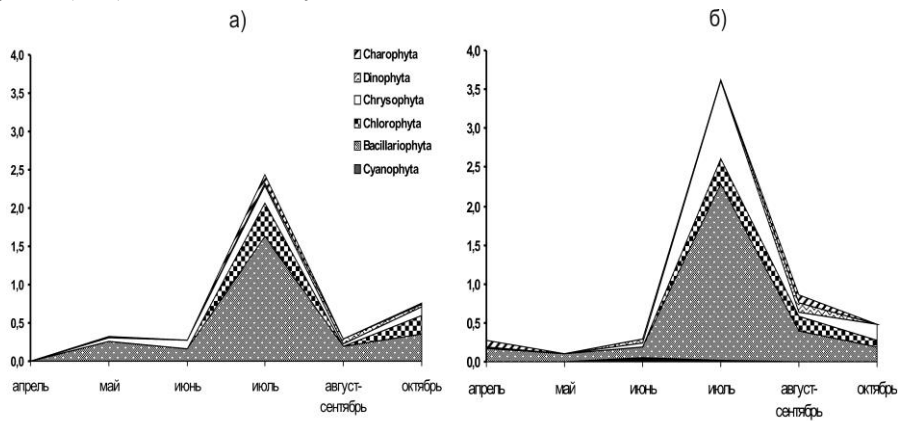


Рис.5. Сезонная динамика биомассы фитопланктона (г/м^3): а) залив подводящего канала; б) губа Молочная

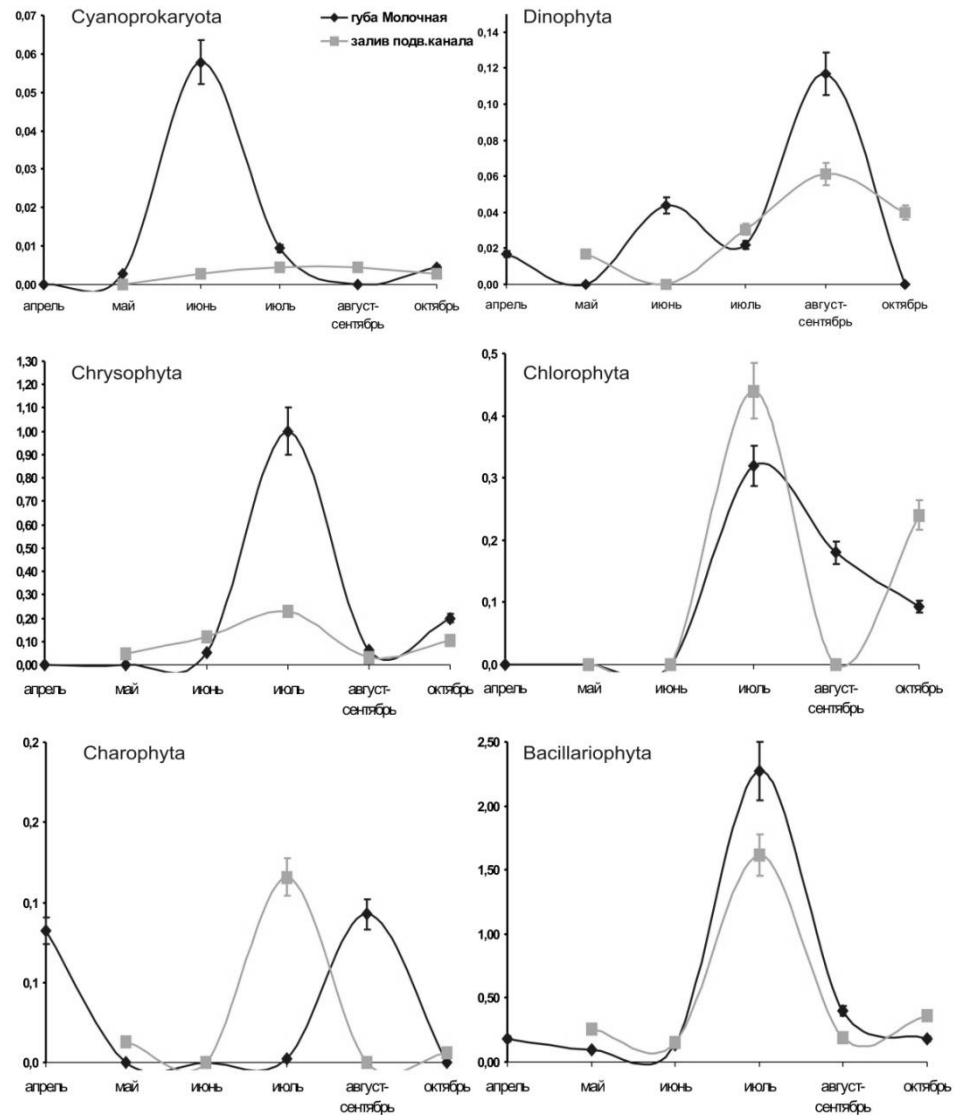


Рис.6. Сезонная динамика биомассы (g/m^3) различных таксономических групп водорослей

Несмотря на отсутствие льда и температуру воды около $10^{\circ}C$, использование водорослями доступных нитратов в прогреваемой зоне не наблюдается, как очевидное следствие дефицита света. В отличие от нитратов, сезонные изменения содержания общего азота в заливе подводящего канала и в губе Молочной происходят в противофазе (рис.7). Это указывает на различное их происхождение и форму нахождения в водной среде. Большинство из них находятся в составе веществ, недоступных водорослям. Вероятно, азотистые соединения в заливе подводящего канала имеют преимущественно антропогенное происхождение и поступают в воду в процессе снеготаяния и в составе загрязнителей. Содержание общего азота весной в период интенсивного снеготаяния почти в 5 раз выше в заливе, чем в губе Молочной.

Активная вегетация планктона в зоне термического загрязнения начинается, по-видимому, при достаточных световых условиях; можно также предполагать круглогодичное присутствие водорослей в свободных от льда участках. Так, в апреле в губе Молочной при температуре воды свыше 10°C развивались диатомовые, являющиеся массовыми для этой зоны видами (*Fragilaria capucina*, *Asterionella formosa*, *Aulacoseira islandica*, *Tabellaria flocculosa*) и харовые (преимущественно обрывки нитей *Mougeotia sp.*) водоросли. Единично встречались перидиниевые – *Peridinium aciculiferum*.

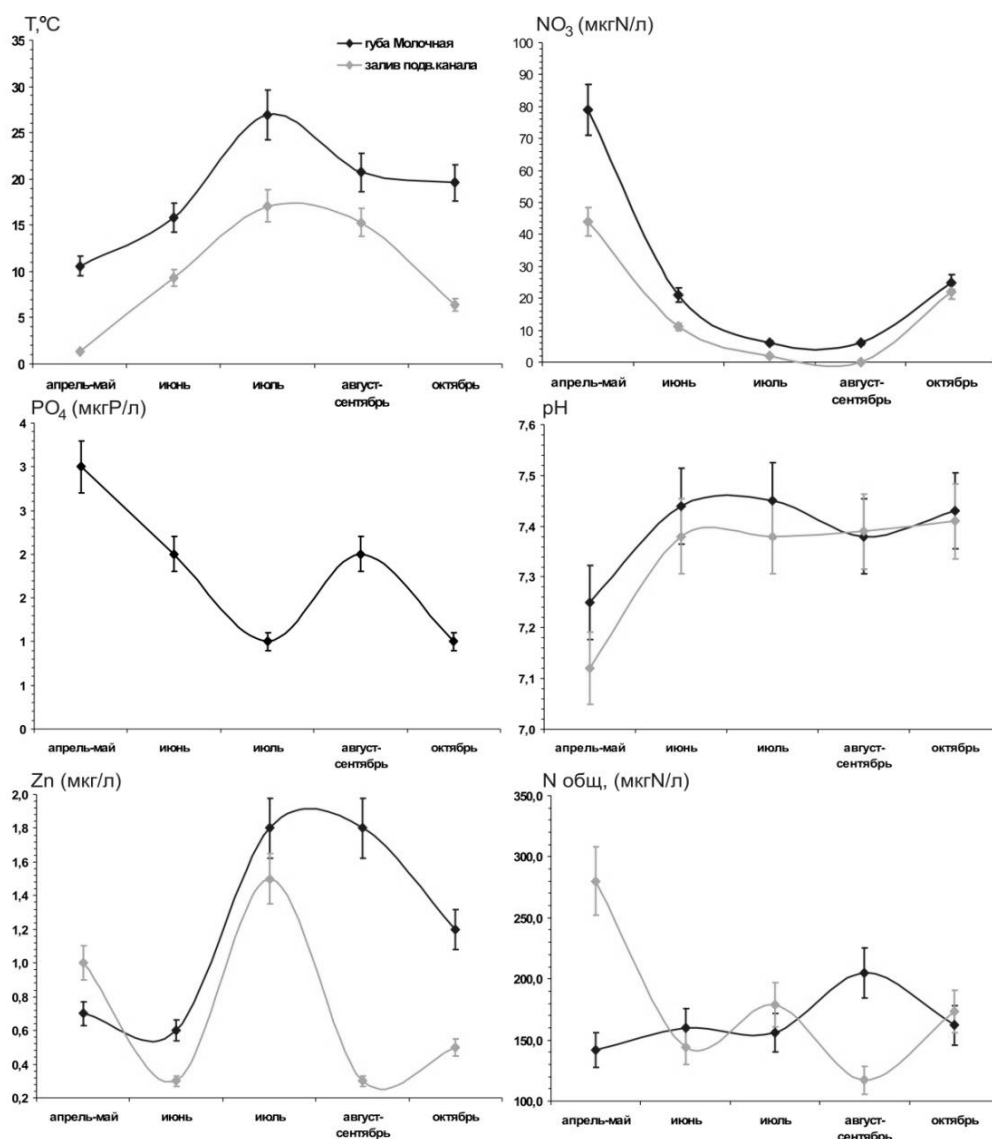


Рис.7. Сезонная динамика температуры и некоторых гидрохимических показателей

Затем, в мае, было отмечено снижение уровня биомассы фитопланктона с $0.28 (\pm 0.05)$ до $0.09 (\pm 0.02)$ г/м³. В этот же период в заливе подводящего канала после вскрытия льда и при температуре воды 1.5°C началось развитие фитопланктона, причем уровень биомассы был выше, чем в губе Молочной – $0.33 (\pm 0.05)$ г/м³, вследствие развития диатомовых, золотистых и динофитовых водорослей (рис.6). Vegetация динофитовых (*Peridinium umbonatum* Stein, *P. willei* Huitf.-Kaas) при таких низких температурах не позволяет рассматривать эту таксономическую группу в качестве индикаторов теплового загрязнения, так как среди них есть эвритермные и холодноводные формы. В июне биомасса фитопланктона в обоих участках была практически одинакова и составляла $0.27 (\pm 0.06)$ и $0.29 (\pm 0.06)$ г/м³ при температурах воды свыше 8 и 15°C для залива подводящего канала и губы Молочной соответственно. В прогреваемой зоне отмечен максимум биомассы сине-зеленых водорослей (рода *Dolichospermum*), обильными были также динофитовые; в заливе подводящего канала основу июньской биомассы составляли диатомовые и золотистые водоросли (рис.6).

В июле вода прогрелась свыше 15°C в обеих зонах (в губе Молочной – до 27°C), что сопровождалось интенсивным развитием фитопланктона. В обеих зонах на июль приходится максимальный уровень биомассы фитопланктона. Максимальная биомасса, зафиксированная в губе Молочной – $3.63 (\pm 0.12)$, в заливе – $2.44 (\pm 0.10)$ г/м³. В этот период оба участка соответствуют β-мезотрофному трофическому статусу, что не позволяет делать выводы о кардинальном изменении скоростей продукционных процессов в зоне влияния подогретых вод. В этот период концентрации нитратов были минимальными, вследствие активного использования водорослями (рис.7). В зоне теплового воздействия в массе развивались золотистые водоросли, а в заливе подводящего канала – харовые (*Cosmarium botrytis* Ralfs, *C. pygmaeum* Arch., *Staurastrum anaticum* Cooke et Wille и др.), которые практически полностью отсутствовали в губе Молочной. Зеленые водоросли (*Dictyosphaerium* sp., *Pediastrum* sp. и др.) также были более многочисленны в зоне естественных температур (рис.6). В этот же период было отмечено максимальное содержание цинка в воде – до 2 мкг/л (рис.7). Цинк является необходимым элементом для роста и развития растений, поэтому увеличение его содержания в воде, наряду с высокими температурами, оказало стимулирующее вегетацию водорослей действие.

В конце августа – начале сентября при температуре воды в зоне влияния подогретых вод около 22°C наблюдалось снижение биомассы фитопланктона до $0.85 (\pm 0.12)$ г/м³. В этот период увеличилась доля динофитовых и харовых водорослей, при этом сине-зеленые практически не встречались в пробах. Снижение биомассы происходило за счет сокращения численности диатомовых и золотистых водорослей. В заливе подводящего канала в августе биомасса была ниже – $0.29 (\pm 0.05)$ г/м³, при температурах воды около 13°C . Помимо сокращения численности диатомовых и золотистых водорослей, прекратилась вегетация зеленых и харовых водорослей и одновременно увеличилась доля динофитовых, которые оказались наиболее обильными в заливе в конце августа – начале сентября (рис.6). Содержание нитратов в этот период низкое; в зоне естественных температур отмечено снижение содержания цинка, что также могло сказаться на более низком уровне биомассы, по сравнению с губой Молочной.

В октябре развитие фитопланктона в рассматриваемых зонах происходило по разному: в губе Молочной продолжилась тенденция уменьшения биомассы до $0.47(\pm 0.04)$, а в заливе подводящего канала биомасса возросла до $0.75(\pm 0.10)$ г/м³. В составе сообществ фитопланктона в зоне влияния подогретых вод при температуре воды около 18°C снизилась доля зеленых и диатомовых водорослей, практически перестали развиваться динофитовые. В заливе подводящего канала при температуре воды около 6°C, напротив, доля зеленых, золотистых и диатомовых водорослей возросла, а также продолжалась вегетация динофитовых. Вероятно, такое различие объясняется более благоприятным естественным сочетанием факторов – охлаждение воды, фотопериод, повышение содержания нитратов для развития типичной субарктической флоры, в то время как интенсивный прогрев вод Молочной губы плохо сочетается с остальными регулирующими развитие водорослей факторами.

Таким образом, сезонная динамика в зоне теплового загрязнения по сравнению с зоной естественных температур имеет ряд отличий. С одной стороны, поступление подогретых вод определяет существенно более длительный период вегетации фитопланктона в губе Молочной, с другой – это не приводит к массовому росту водорослей и развитию процессов эвтрофикации. Раннее начало вегетации, а также отсутствие ледового покрова в течение всего года в губе Молочной обеспечивает более полную и непрерывную утилизацию биогенных элементов, в первую очередь нитратов, которые почти полностью используются водорослями в период интенсивной вегетации в июле и августе. Отсутствие элементов биогенного питания в наиболее теплый период обуславливает отсутствие всплесков численности и «цветения вод», в том числе и сине-зеленых водорослей, биомасса которых в губе Молочной невысока. Теплые воды сбросного канала способствуют интенсификации физиологических и биохимических процессов, вследствие чего активнее происходит самоочищение вод и на трофическом статусе практически не сказывается влияние деятельности форелевого хозяйства. Положительно на процессы самоочищения влияет и движение водных масс внутри губы Молочной, постоянное их обновление и перемешивание.

Вертикальное распределение фитопланктона. Вертикальное распределение водорослей в губе Молочной в апреле-мае иллюстрирует характер распределения потоков вод различной температуры. В этот период различия между водными массами и соответствующие особенности развития водорослей наиболее ярко выражены и не сглаживаются естественными сезонными изменениями (рис.8). Наибольшая численность водорослей (до 1200 экз/л) была отмечена на ближайшей к устью канала станции; вертикальное распределение характеризуется концентрацией основной массы фитопланктона в средних в придонных слоях воды, начиная с 2 м. В пробах отмечено присутствие перидиниевых и зеленых водорослей – в интервале глубин 5-10 м. В более удаленных от устья сбросного канала станциях выражено существенное различие в количественных показателях и характере вертикального распределения фитопланктона между северной и южной частью губы Молочной. Северная часть характеризуется значительным обилием фитопланктона в поверхностных слоях (до 440 экз/л), которое затем постепенно снижается с глубиной (до 195 экз/л). Обратная картина распределения

характерна для южной части, где поверхностные слои воды обеднены планктоном (~ 80 экз/л), в то время как численность его с глубиной возрастает (до 260 экз/л). Такое распределение фитопланктона связано с особенностями гидродинамических процессов в губе Молочной и хорошо подтверждается данными по температуре водных масс в различных слоях воды. Именно в наиболее холодной, южной части губы численность водорослей в апреле-мае оказалась самой низкой. В то же время, неравномерное распределение водорослей по глубине свидетельствует об интенсивном перемешивании вод. Очевидно, минимальную динамику водные массы приобретают в северной части губы, когда четко выраженная температурная стратификация полностью соответствует распределению фитопланктона (рис.8).

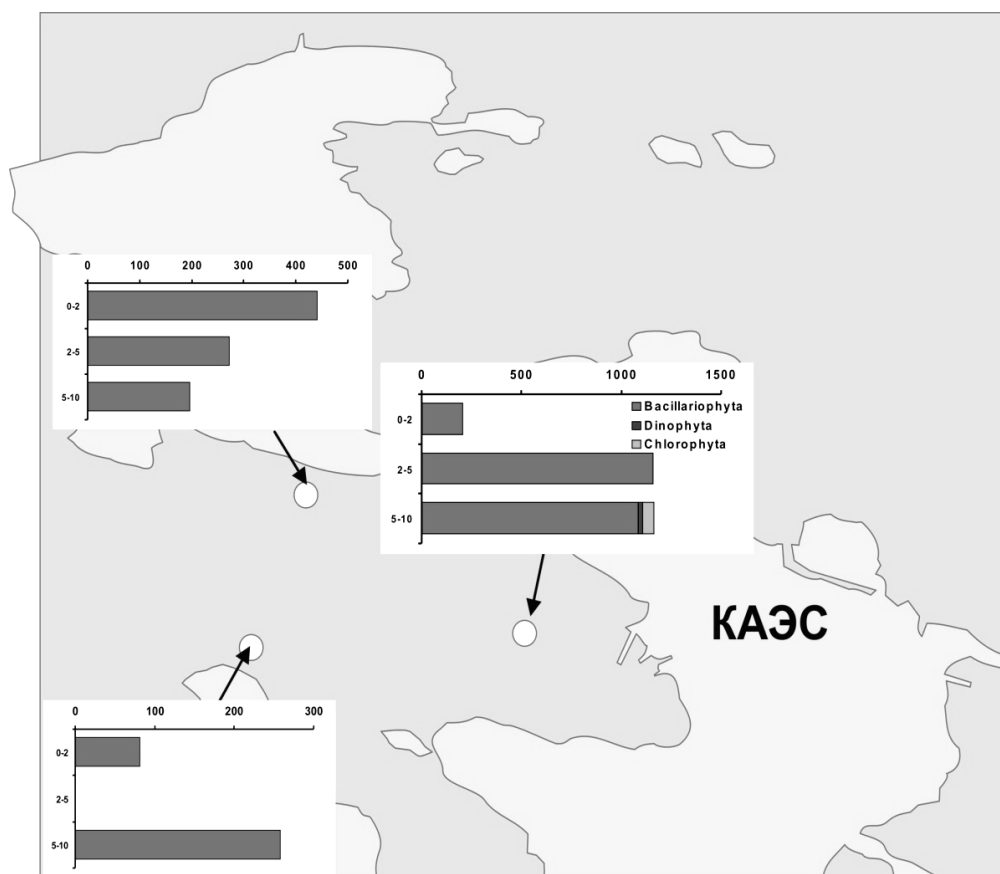


Рис.8. Влияние распределения потоков теплых вод на вертикальное и пространственное распределение, структуру сообществ и численные характеристики (экз/л) фитопланктона в различных участках губы Молочной в мае (0-2, 2-5 и 5-10 – интервалы глубин, м)

Содержание хлорофиллов в планктоне. Содержание фотосинтетических пигментов позволяет анализировать функциональную роль фотосинтезирующих водорослей в экосистеме и оценить продукционный потенциал первичных продуцентов. Концентрация хлорофиллов в поверхностном слое воды на

исследованных участках акватории характеризовалась значительной вариабельностью как между станциями, так и в течение сезона и в целом соответствует характеру распределения биомассы фитопланктона (рис.9). Следует учитывать, что имеющиеся место некоторые различия в величине биомассы и содержания хлорофиллов являются закономерным следствием использования счетно-объемного метода вычисления биомассы фитопланктона, при котором учитываются все клетки, в том числе содержащие небольшое количество фотосинтетических пигментов или вовсе их лишенные.

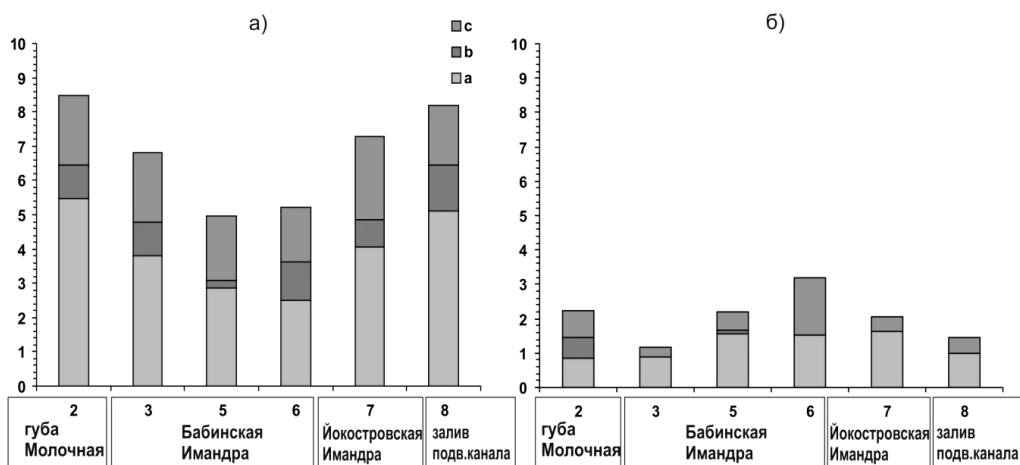


Рис.9. Содержание хлорофиллов «а» «b» и «с» (mg/m^3) в различных участках исследованных плесов: а) июль; б) август

Наиболее высоки были концентрации хлорофиллов «а» и «с», характерные для доминирующих диатомовых и золотистых водорослей. Значительно меньше содержание хлорофилла «b» – характерного пигмента зеленых и харовых водорослей.

Максимальные значения содержания хлорофиллов для всех исследованных станций были зафиксированы в июле, что совпадает с максимальным уровнем биомассы фитопланктона. В губе Молочной (станция 2) содержание хлорофиллов «а» и «с» в поверхностном слое воды было выше, чем в заливе подводящего канала (станция 8), концентрация хлорофилла «b» оказалась выше в заливе, как результат развития зеленых водорослей. Наименьшее содержание хлорофиллов в июле было отмечено для станций 5 и 6, характеризующихся самым низким уровнем биомассы фиопланктона (рис.3).

В августе содержание хлорофиллов уменьшилось, что соответствует снижению биомассы фитопланктона. Содержание хлорофилла «а» в губе Молочной было ниже, чем в заливе подводящего канала, а «b» и «с» выше, что объясняется развитием зеленых и харовых водорослей в зоне термического загрязнения в этот период. Уровень концентрации хлорофиллов в губе Молочная по сравнению с другими участками акватории свидетельствует, что интенсивность фотосинтеза у водорослей в зоне воздействия подогретых вод может быть не только сопоставимой с таковой при естественном ходе температур, но и быть ниже.

По содержанию хлорофилла «а» трофический статус станций 2, 3, 7 и 8 в июле относился к α -мезотрофному, а станций 5 и 6 – β -олиготрофному типу. Таким образом, в середине лета фотосинтез наиболее интенсивно протекал на участках со сравнительно высоким содержанием нитратов и под воздействием подогретых вод, что в целом согласуется с уровнем биомассы и видовым составом фитопланктона.

В августе уровень содержания хлорофилла «а» для всех станций соответствовал α - и β -олиготрофному типу, что иллюстрирует отсутствие развития процессов эвтрофирования в исследованных участках, связанных как с влиянием подогретых вод Кольской АЭС, так и с загрязнением биогенными элементами.

Сезонная динамика содержания хлорофиллов губы Молочной и залива подводящего канала представлена на рис.10. Кардинальных отличий в сезонном ходе обнаружено не было, количественные характеристики также вполне сопоставимы. Различия в концентрациях хлорофиллов наблюдались в начале вегетационного периода: фотосинтез в губе Молочной начался в апреле, в то время как при естественной динамике температур продукционные процессы интенсифицировались начиная с июня. Содержание хлорофилла в планктоне залива подводящего канала в октябре оказалось выше, чем в губе Молочной, что подтверждает вегетационную активность холодолюбивых водорослей в благоприятный для них фотопериод и наличие биогенных элементов. Сезонные изменения концентрации хлорофилла «b» отражают интенсивность развития зеленых и харовых водорослей и соответствуют динамике их биомассы (рис.5).

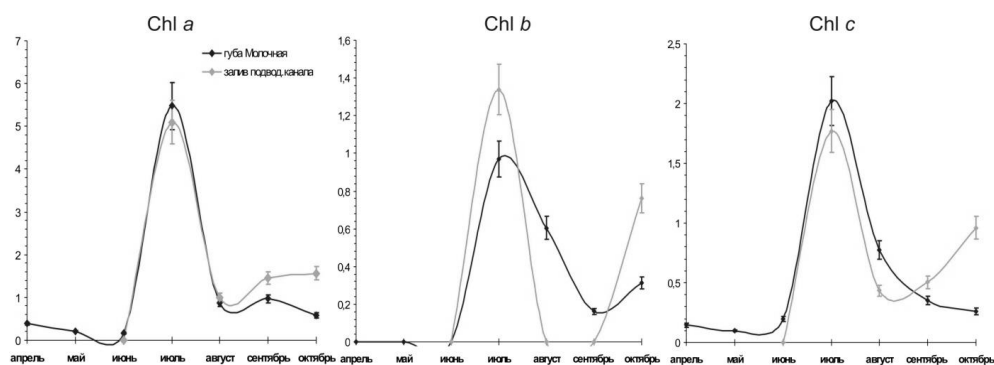


Рис.10. Сезонная динамика содержания хлорофиллов, мг/м³

Таким образом, подогретые воды Кольской АЭС не оказывают существенного воздействия на процесс фотосинтеза. Продукционные процессы в фитопланктоне протекают практически с той же интенсивностью, что и при естественной динамике температур воды. Осенью вегетация холодноводной субарктической альгофлоры в отсутствие влияния подогретых вод оказалась более эффективной в отношении фотосинтеза. Не исключено, что повышенные температуры воды оказывают угнетающее действие на осенний фитопланктон, который приспособлен к вегетации в этот период, при этом термофильные летние виды не способны к интенсивной вегетации при дефиците биогенов и сокращении светового дня.

Основные факторы, определяющие развитие фитопланктона.

Развитие водорослевых сообществ исследованных экосистем как под воздействием подогретых вод, так и в условиях естественных температур протекает во взаимосвязанной многофакторной системе гидрохимических, гидрофизических и гидробиологических параметров наряду с сезонной динамикой метеорологических факторов, изменениями уровня воды и др., исходя из чего температурный фактор не может быть единственным механизмом, определяющим функционирование водорослевых сообществ, но может вносить существенный вклад в действие других факторов.

Исходя из того факта, что максимальным температурам в течение сезона соответствует максимум биомассы фитопланктона, было проанализировано влияние температуры на различные таксономические группы водорослей и содержание хлорофиллов (рис.11). Наиболее выраженная положительная зависимость выявлена для общей биомассы фитопланктона, основной вклад в которую вносят диатомовые и золотистые водоросли. Намного меньше зависят от температуры зеленые водоросли, с динофитовыми и харовыми зависимость не установлена.

Содержание хлорофиллов также положительно связано с температурой воды, в большей степени – хлорофилл «а», в меньшей – хлорофилл «b». Очевидно, повышение температуры воды в середине лета стимулирует развитие водорослей, что одинаково справедливо как для фитопланктона, находящегося под влиянием подогретых вод, так и для того, который растет в условиях естественных температур.

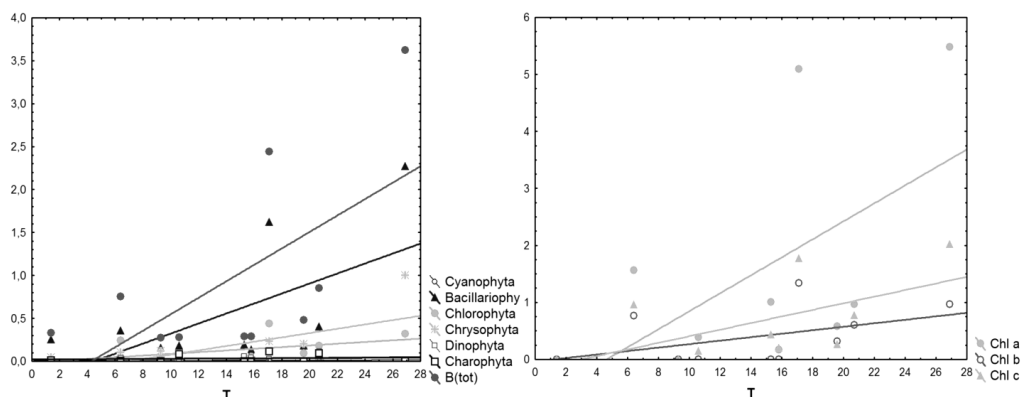


Рис.11. Связь температуры воды с уровнем биомассы ($г/м^3$) различных таксономических групп водорослей и содержанием хлорофиллов ($мг/м^3$) в планктоне

Связь температуры воды с развитием массовых групп водорослей (диатомовых, золотистых и зеленых) и некоторыми гидрохимическими параметрами для зоны естественных температур (залив подводящего канала) и зоны воздействия подогретых вод (губа Молочная) демонстрируют результаты факторного анализа методом главных компонент. Распределение и значимость векторов факторов для обеих зон имеет сходную картину в едином двумерном факторном пространстве (рис.12).

Видно, что развитие водорослей залива подводящего канала и их фотосинтетическая активность определяется преимущественно наличием/дефицитом биогенных элементов и кремния, в меньшей степени –

температурой, а также параметрами, формирующими гидрохимический облик вод – основные ионы, электропроводность, рН (Factor 1). Второй, менее значимый фактор – наличие цинка, стимулирующего развитие водорослей (Factor 2).

Для губы Молочной связь биомассы доминирующих групп водорослей с температурой, а также содержанием цинка проявляется более ярко, сильнее выражена зависимость развития водорослей от наличия нитратов (Factor 1). Развитие водорослей и их фотосинтетическую активность определяет, с одной стороны, потребность в биогенных элементах и кремнии, с другой – содержание основных ионов, электропроводность и рН (Factor 2). Для альгоценозов губы Молочной имеет значение цветность, вероятно, более мутные воды в зоне влияния подогретых вод лимитируют развитие водорослей.

Сезонная динамика водорослевых сообществ во многом определяется соотношением этих факторов (рис.12). Наибольшая зависимость от температуры и дефицита биогенных элементов и температуры выражена для обеих зон в середине и начале лета. В середине лета дефицитом являются биогенные элементы, а в начале – температура, что показывает расположение этих периодов (июль и апрель-май) в противоположных секторах факторного пространства.

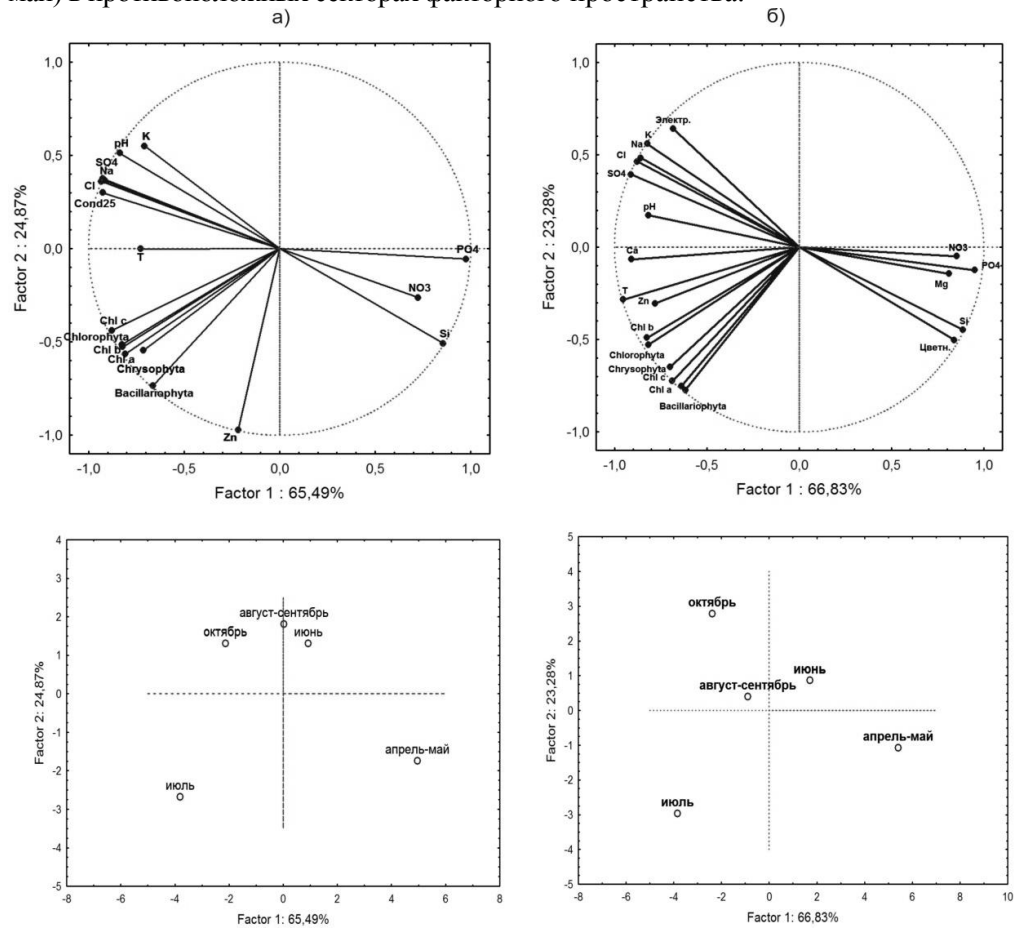


Рис.12. Результаты факторного анализа методом главных компонент (РСА) и классификация периодов развития водорослей в течение сезона: а) залив подводящего канала, б) губа Молочная

В июне температура уже менее значима, но еще не достаточна для начала интенсивной вегетации водорослей, при этом биогенные элементы по-прежнему находятся в избытке. Этот период является стартовым для интенсивной вегетации водорослей.

В августе и сентябре на развитие водорослей в заливе подводящего канала температура не оказывает влияния, значение приобретает дефицит цинка. В губе Молочной цинка достаточно для развития водорослей в этот период, но существует недостаток биогенного питания. В конце вегетационного сезона, в октябре, температура и гидрохимические параметры перестают быть основными регулирующими факторами. Это объясняется тем, что в отсутствие теплового загрязнения наряду с появлением доступных биогенных элементов, развивается холодноводная флора, не требовательная к высоким температурам. В то же время в губе Молочной не могут быть сформированы термофильные альгоценозы «летнего» типа в связи с сокращением светового дня, а холодноводная «октябрьская» флора не развивается из-за высоких температур воды.

Таким образом, развитие водорослей планктона как в зоне поступления подогретых вод, так и в «фоновой» зоне определяют сходные группы факторов, среди которых наличие/отсутствие биогенных элементов, температура и концентрация цинка являются наиболее значимыми. Влияние подогретых вод Кольской АЭС практически не меняет естественную сезонную динамику фитопланктона.

Оценка качества вод. Степень сапробности S , рассчитанная по показателям фитопланктона, является комплексным показателем, отражающим интенсивность эвтрофикации и эффективность использования элементов биогенного питания. Индекс S для всех исследованных станций Бабинской Имандры, включая губу Молочную, в июле соответствовал II классу качества – «чистые воды». Воды плеса Йокостровская Имандра соответствовали III классу – «умеренно загрязненные» (рис.13). Эти результаты согласуются с данными о трофическом статусе вод, уровне биомассы фитопланктона и содержания нитратов. Более высокие индексы сапробности для Йокостровской Имандры были обеспечены развитием динофитовых и зеленых водорослей.

В августе все полученные значения S соответствовали II классу качества (рис.13). Сравнительно низкие значения S в этот период также согласуются с данными о трофическом статусе исследованных участков и уровнем биомассы.

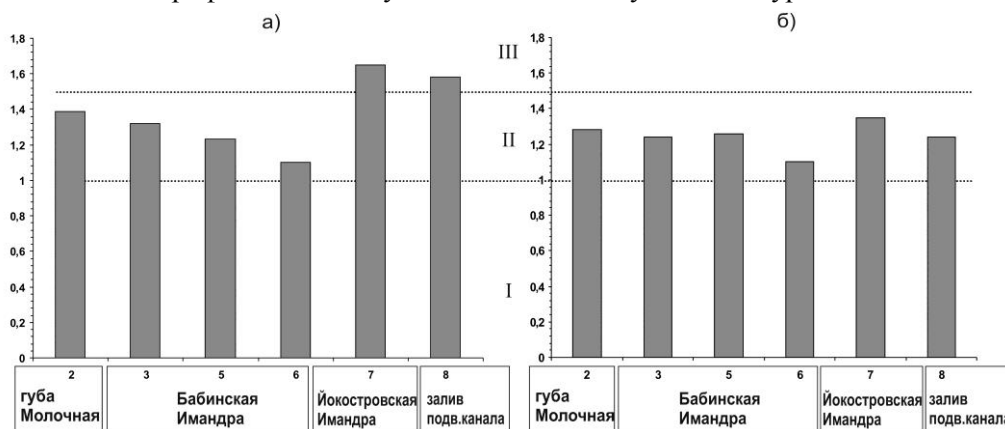


Рис.13. Пространственное распределение индекса сапробности для исследованных станций: а) – июль; б) – август

Подогретые воды Кольской АЭС не оказывают существенного влияния на степень сапробности, что свидетельствует об отсутствии существенного вклада термического загрязнения в развитие процессов термофикации.

Заключение

Флора планктона всех исследованных участков акватории озера Имандра соответствует типичному субарктическому типу с преобладанием диатомовых и золотистых водорослей по численности и биомассе. В пробах встречались десмидиевые водоросли, что также является типичной чертой фитопланктона олиготрофных северных водоемов. Структура сообществ фитопланктона незначительно изменилась с 1960-х гг.. Характерной чертой исследованных альгоценозов является выделение группы доминантных таксонов, вследствие чего видовое разнообразие в целом сравнительно невелико. Влияние подогретых вод сказывается на таксономической структуре сообществ непосредственно в губе Молочной, особенно – в приустьевом участке сбросного канала, где в течение всего исследованного периода в пробах присутствовали бесшовные диатомовые, а также представители обрастателей и бентоса (в том числе и нитчатые зеленые и харовые водоросли). В составе планктона губы Молочной практически постоянно присутствуют водоросли-термофилы, однако они не встречались в массе.

Присутствие в составе сообществ динофитовых водорослей не может однозначно считаться признаком термической эвтрофикации, так как интенсивное развитие представителей этой группы наблюдается в зонах, где влияние подогретых вод Кольской АЭС не сказывается. Попадание перидиниевых в группу доминантных таксонов, очевидно, следует считать исключением, а не правилом. В зоне воздействия подогретых вод не наблюдалось массового развития водорослей и «цветения» воды, хотя в пробах присутствовали представители динофитовых и сине-зеленых водорослей, в том числе и потенциально токсичных, способных к массовому развитию.

Пространственное распределение фитопланктона исследованных станций характеризуется неоднородностью по видовому составу и уровню биомассы в различные периоды гидробиологического лета. Сообщества водорослей плеса Йокостровская Имандра, в отличие от губы Молочной и плеса Бабинская Имандра в целом, отличались значительной долей динофитовых, зеленых и харовых водорослей. Уровень биомассы на станциях Йокостровской Имандры в период интенсивной вегетации был не намного меньше, чем в зоне влияния подогретых вод. Распределение фитопланктона по акватории в июле во многом определяется содержанием нитратов. Трофический статус вод на некоторых исследованных станциях в июле достигал β -мезотрофного, в остальные периоды не поднимался выше β -олиготрофного.

Сезонная динамика сообществ фитопланктона в зоне влияния подогретых вод во многом проходит по тому же сценарию, что и в зоне естественных температур, и отличается ранним началом периода вегетации (в апреле) и более высоким уровнем биомассы водорослей в середине лета. Существенные отличия были выявлены в сезонной динамике отдельных таксономических групп водорослей. В июле в губе Молочной было зафиксировано интенсивное развитие золотистых водорослей, в то время как в заливе подводящего канала в доминирующую группу вошли зеленые и

харовые водоросли. Максимальный уровень биомассы был отмечен в июле, в период наиболее высоких температур воды. Массовое развитие водорослей во всех исследованных участках началось после прогрева вод свыше 15°C. В период интенсивной вегетации планктона водорослями активно потребляются нитраты, содержание которых значительно снижается. Отсутствие избытка биогенов в наиболее теплый период не позволяет происходить массовому развитию водорослей в губе Молочной. Была отмечена стимулирующая роль цинка в развитии планктона. Показано, что осенний фитопланктон интенсивнее развивается в отсутствие влияния подогретых вод.

Содержание хлорофиллов в поверхностном слое воды на исследованных участках акватории соответствовало уровню биомассы планктона, максимальная фотосинтетическая активность наблюдалась в июле. По содержанию хлорофилла «а» трофический статус вод исследованных плесов находился в пределах β -олиготрофного и α -мезотрофного. Существенного влияния подогретых вод Кольской АЭС на процессы фотосинтеза выявлено не было.

Была установлена зависимость величины биомассы фитопланктона и содержания хлорофиллов от температуры, выполняющаяся как в зоне влияния подогретых вод, так и при естественной динамике температур.

На основе факторного анализа методом главных компонент было установлено, что развитие водорослей в отсутствие теплового загрязнения и их фотосинтетическая активность определяются наличием/дефицитом биогенных элементов и кремния, в меньшей степени – температурой, минерализацией вод и значением рН. Важное значение для развития фитопланктона имеет содержание цинка.

В зоне влияния подогретых вод температура имеет более сильное влияние на сообщества фитопланктона, как и наличие биогенных веществ и цинка. Меньшее значение имеет минерализация и величина рН. В целом факторы, определяющие развитие водорослей во всех исследованных участках, являются схожими; меняется их значимость и взаимное влияние в различные сезоны. Так, во второй половине лета развитие водорослей лимитирует дефицит биогенов, в то время как весной ограничивающий фактор – температура. Установлено, что подогретые воды Кольской АЭС не оказывают существенного влияния на естественную сезонную динамику фитопланктона.

Развитие фитопланктона в зоне теплового загрязнения определяется также целым рядом других факторов, одним из которых является интенсивная циркуляция водных масс между плесами Бабинская и Йокостровская Имандра, что в настоящее время, очевидно, является одним из основных искусственных механизмов регуляции состояния экосистемы губы Молочная. Несмотря на постоянное поступление биогенных элементов в результате эксплуатации рыбных садков, интенсификации процессов эвтрофирования не наблюдается вследствие активного гидродинамического перераспределения водных масс между губой Молочной и плесом Бабинская Имандра за счет наличия постоянного потока вод из сбросного канала.

Активной утилизации биогенных элементов водорослями способствует повышенная температура воды и раннее начало периода вегетации. Таким образом, сохранение высокой интенсивности водообмена между плесами в системе Йокостровская Имандра – подводящий канал – сбросной канал – Бабинская Имандра – пролив Широкая Салма способствует замедлению

эвтрофирования губы Молочной. Следует учитывать, что воды плеса Йокостровская Имандра в значительной степени подвержены как антропогенному эвтрофированию, так и загрязнению токсичными соединениями, которые, в свою очередь поступают в губу Молочную в ходе эксплуатации охлаждающей системы КАЭС. Это является фактором риска и угрозы нарушения установившегося в настоящее время равновесия в функционировании экосистемы губы, что особенно актуально в связи с глобальными и региональными климатическими изменениями.

Не исключено, что наличие кратковременных положительных температурных аномалий в середине лета, а также штилевых явлений, наряду с изменениями в работе системы охлаждения Кольской АЭС, может способствовать ускорению процессов эвтрофирования и вызывать массовое развитие водорослей, в том числе и токсичных видов сине-зеленых. Представители сине-зеленых водорослей, обладающих потенциалом вызывать «цветение» воды, присутствовали в пробах из губы Молочной. Поэтому необходимым условием контроля за состоянием экосистемы водоема является организация комплексного экологического мониторинга в зоне влияния КАЭС.

Литература

Барина С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С.Барина, Л.А.Медведева, О.В.Анисимова. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.

Барина С.С. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (русский Дальний Восток) / С.С.Барина, Л.А.Медведева. – Владивосток: Дальнаука, 1996. – С.364.

Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоёмов: материалы симпозиума. – Борок. – 1974. – С.72-73.

Гусева К.А. К методике учета фитопланктона / К.А.Гусева // Труды Ин-та биологии водохранилищ. Л., 1959. – Т.2. – С.44-51.

Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ Кольского Севера: современные сукцессии / Д.Б.Денисов // Актуальные проблемы современной альгологии: тезисы докладов IV Междунар. конф. (Киев, 23-25 мая 2012 г.). – Киев, 2012. – С.91.

Денисов Д.Б. Явления массового развития водорослей в разнотипных пресноводных водоемах Кольского полуострова как результат глобальных преобразований окружающей среды / Д.Б.Денисов // Глобальные климатические процессы и их влияние на экосистемы арктических и субарктических регионов: тезисы докладов междунар. науч. конф. (г.Мурманск, 9-11 ноября 2011 г.). – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2011. – С.45-47.

Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области. – Мурманск: Кн. изд-во, 2009. – 152 с.

Золотарева Н.С. О характере влияния термальных сбросов на биоценозы водоемов / Н.С.Золотарева, А.П.Мусатов, М.В.Санин // Водные ресурсы. – 1973. – № 1. – С.65-75.

Калиниченко Р.А. Структура и функциональные характеристики пелагических и контурных группировок гидробионтов в водоёме-охладителе

Запорожской АЭС / Р.А.Калиниченко [и др.] // Гидробиологический журнал. – 1998. – Т. 34, № 1. – С.15-25.

Кашулин Н.А. Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области / Н.А.Кашулин [и др.] // Вестник МГТУ. – 2013. – Т. 16, № 1. – С.98-107.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон / С.П.Китаев. – М.: Наука, 1984. – 204 с.

Кузьмин Г.В. Таблицы для вычисления биомассы водорослей / Г.В.Кузьмин. – Магадан, 1984. – 48 с.

Куликов Н.В. Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций / Н.В.Куликов // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций: труды Ин-та экологии растений и животных. – 1978. – Вып. 110. – С.3-7.

Лихачева Н.Е. Индикация сапробности с помощью фитопланктона в водоеме-охладителе Курской АЭС / Н.Е.Лихачева, Н.А.Шидловская, М.А.Кучкина // Естественные и технические науки. – 2011. – № 2. – С.132-133.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) / Ф.Д.Мордухай-Болтовской // Экология организмов водохранилищ-охладителей: труды Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. – Л.: Наука, 1975. – Вып. 27. – С.7-9.

Определитель пресноводных водорослей СССР / под ред. М. М. Голлербах. М.; Л.: АН СССР, 1951-1986. – Т. 1-14.

Оценка экологического состояния региона Калининской АЭС перед пуском третьего энергоблока (нулевой фон): отчет / Ин-т АЭП. – М., 2003.

Петровская М.В. Характеристика зоопланктона озер Мурманской области / М.В.Петровская // Рыбы Мурманской области. – Мурманск, 1966. – С.84-90.

Проведение экологического мониторинга наземных и водных экосистем региона Калининской АЭС: отчет / Ин-т АЭП. – М., 2005.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 320 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под ред. В.А.Абакумова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / отв. ред. В.А.Абакумов [и др.]. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.

Романенко В.Д. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / В.Д.Романенко. – Киев: Наукова думка, 1990. – 256 с.

Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах / В.И.Романенко. – Л.: Наука, 1985. – 294 с.

Серяков С.А. Альгоиндикация воздействий сбросных вод Калининской АЭС на водоемы-охладители» / С.А.Серяков // Экономико-правовые, экологические и психологические проблемы развивающейся России: сборник научных статей. – Тверь: Лилия Принт, 2004. – 145-147 с.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды. Санитарная и техническая гидробиология / В.Сладечек. – М.: Наука, 1967. – С.26-31.

- Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона / И.С.Трифонова. – Л.: Наука, 1990. – 182 с.
- Шаров А.Н. Структура фитопланктона водоемов Крайнего Севера в условиях техногенного загрязнения: автореферат дис. ... канд. биол. наук / А.Н.Шаров. – СПб., 2000. – 23 с.
- Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова / А.Н.Шаров. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. – 113 с.
- Шур Л.А. Фитопланктон как индикатор состояния экосистемы водоема-охладителя Березовской ГРЭС-1 (Красноярский край) / Л.А.Шур // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36, № 5. – С.597-605.
- Determination of photosynthetic pigments in sea-water / Rep. of SCOP-UNESCO Working Group 17. – Paris: UNESCO, 1966. – P.9-18.
- Jeffrey W. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls A,B,C and O₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton / W.Jeffrey, G.Humphrey // Biochem. Physiol. – 1975. – Vol. 167. – P.191-194.
- Krammer T. Bacillariophyceae (Naviculaceae). Sübwasserflora von Mitteleuropa / T.Krammer, H.Lange-Bertalot // Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1986. – Vol. 2, №. 1. – P.876.
- Krammer T. Bacillariophyceae (Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae) / T.Krammer, H.Lange-Bertalot // Sübwasserflora von Mitteleuropa. – Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1988. – Vol. 2, № 2. – P.596.
- Krammer T. Bacillariophyceae (Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae) / T.Krammer, H.Lange-Bertalot // Sübwasserflora von Mitteleuropa. – Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1991a. – Vol. 2, № 3. – P.576.
- Krammer T. Bacillariophyceae (Achnantheacea, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolate) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis) / T.Krammer, H.Lange-Bertalot // Subwasserflora von Mitteleuropa. – Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1991b. – Vol. 2, № 4. – P.437.
- Krammer K. Diatoms of Europe / K.Krammer // Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 4. Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella. – A.R.G. Gantner Verlag K.G, 2003. – 530 p.
- Krammer K. Diatoms of Europe / K.Krammer // Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 1. The genus Pinnularia. – A.R.G. Gantner Verlag K.G, 2000. – 703 p.
- Krammer K. Diatoms of Europe / K.Krammer // Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 3. Cymbella. – A.R.G. Gantner Verlag K.G, 2002. – 584 p.
- Lange-Bertalot H. Diatoms of Europe / H.Lange-Bertalot // Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 2. Navicula sensu stricto. 10 Genera Separated from Navicula sensu lato. Frustulia. – A.R.G. Gantner Verlag K.G, 2001. – 526 p.
- Pantle R. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas - und Wasserfach / R.Pantle, H.Buck. – 1955. – 604 p.
- Shannon C.E. The Mathematical Theory of Communication / C.E.Shannon, W.Weaver. – Urbana: Univ. Illinois Press, 1949. – 117 p.
- Simpson E.H. Measurement of species diversity / E.H.Simpson // Nature. – 1949. – P.163.
- Tikkanen T. Kasviplanctonopas. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy / T.Tikkanen. – Helsinki, 1986. – 279 p.

С.А.Валькова, Н.А.Кашулин

ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ В УСЛОВИЯХ ТЕПЛООВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Аннотация

Представлены результаты исследования воздействия подогретых вод КАЭС на бентосные сообщества оз.Имандра. Показано, что влияние подогретых вод Кольской АЭС на макрозообентос ограничено акваторией в пределах губы Молочной. За пределами этой зоны изменений в составе и структуре донных биоценозов не наблюдается. В глубоководных биоценозах доминируют stenothermic холодноводные амфиподы *M. affinis*. По уровню развития бентоса исследованная акватория оз.Имандра относится к олиготрофному типу.

Ключевые слова:

бентос, амфиподы Monoporeia affinis, термофикация, губа Молочная, Имандра.

S.A.VALKOVA, N.A.KASHULIN

PECULIARITY OF STRUCTURE AND FUNCTIONAL ORGANIZATION OF ZOOBENTHOS COMMUNITIES UNDER TERMOPHICATION

Abstract

This article offers the results of researches of influence warm water of the Kola nuclear power plant on zoobenthos of the lake Imandra. The influence of warm water Kola NPP on bottom fauna are confine area of water within the Molochnaya bay. The modification of structure of zoobenthos community does not observe outside of this zone. In deep-water communities are prevail stenothermic and coldwater amphipoda *Monoporeia affinis*. The trophic status investigate area of the lake Imandra is oligotrophic.

Key words:

benthos, amphipoda Monoporeia affinis, termophication, Molochnaya bay, the lake Imandra.

Введение

Одним из основных компонентов водных экосистем является зообентос – обитающие на дне беспозвоночные. Они участвуют в биогеохимическом круговороте многих элементов (биогенов, кальция, кремния, тяжелых металлов), выполняют важную функцию трансформации органического вещества в системе «толща воды – донные отложения», что определяет их значение для процессов самоочищения водных объектов, оказывают влияние на газовый режим и механический состав грунтов водных объектов. Являясь одним из компонентов кормовой базы, макрозообентос играет значительную роль в определении рыбохозяйственной продуктивности водоема.

Структурные и функциональные показатели бентосных сообществ используются в качестве критериев для оценки качества воды и состояния экосистем при различных антропогенных воздействиях (Макрушин, 1984; Балушкина, 1987; Методы..., 1989; Руководство..., 1992; Баканов, 2000; Шитиков и др., 2003; Безматерных и др., 2006; Зинченко, 2011; Семенченко, 2011; Wiederholm, 1980; Rosenberg, 1990). Зообентос, как наиболее

долгоживущий и стационарный компонент гидробиоценоза, отражает состояние экосистемы за длительный период времени, характеризуя «средний» ее режим.

Озеро Имандра расположено в центре Мурманской обл. и является самым крупным водоемом региона, состоит из трех плесов – Большой Имандры, Йокостровской Имандры и Бабинской Имандры, соединяющихся между собой узкими проливами – салмами. Среди них плес Бабинская Имандра – наименьший по площади (191 км²), но наиболее глубоководный (средняя глубина 16 м, максимальная – 43.5 м). Плесы Бабинская Имандра и Йокостровская Имандра испытывают воздействие Кольской АЭС, которая для охлаждения своих реакторов забирает воду из Йокостровской Имандры и сбрасывает подогретые в зависимости от сезона на 5-13°C воды по каналу в Молочную губу Бабинской Имандры. Объем сточных вод КАЭС составляет около 1345 млн м³ в год (Доклад..., 2009).

Цель данной работы – оценка современного состояния макрозообентоса губы Молочная в условиях долговременного воздействия подогретых вод Кольской АЭС.

Материалы и методы

Для анализа современного состояния донной фауны с мая по сентябрь 2011 г. отобрана 21 количественная проба зообентоса на 12 станциях, расположенных в губе Молочной, в восточной части плеса Бабинская Имандра и западной части плеса Йокостровская Имандра, также обследованы подводный и сбросной каналы Кольской АЭС (рис. 1).



Рис. 1. Станции отбора проб макрозообентоса

Пробы отбирали на глубинах 10-30 м с помощью модифицированного дночерпателя Экмана-Берджа (площадь захвата грунта 290 см²), на литорали отбор проводили с помощью гидробиологического сачка-скребка, снабженного рамой 25×25 см. Пробы промывали через сито с размером ячеек 0.25 мм и фиксировали 70%-м спиртом. Камеральную обработку выполняли в соответствии с общепринятыми методами (Методическое руководство..., 1991; Руководство..., 1992). Идентификацию беспозвоночных проводили с использованием таксономических ключей (Определитель пресноводных...,

2000, 2001, 2004; Панкратова, 1970, 1977, 1983; An introduction..., 1988). Статистическая обработка данных осуществлялась с использованием пакета программ STATISTICA 8.0. Для сравнения и ретроспективного анализа использовались литературные данные и результаты предыдущих исследований, имеющиеся в базе данных ИППЭС КНЦ РАН.

Результаты и обсуждение

Грунты водосбросного канала Кольской АЭС представлены глыбами и валунами, пространство между которыми заполнено песком и галькой, на литорали преобладают каменисто-песчаные грунты, которые в глубоководной зоне сменяются серыми илами, также встречаются участки с железомарганцевыми конкрециями и прослойками глины в донных отложениях.

Сбросы теплых сточных вод Кольской АЭС оказывают значительное влияние на термический и гидрологический режимы водоема (Воробьева, 1976; Крючков и др., 1985; Антропогенные ..., 2002). Акватория оз.Имандра в зоне влияния подогретых вод разделена на три зоны – сильного, умеренного и слабого воздействия. Зона сильного теплового загрязнения охватывает приустьевый участок сбросного канала Кольской АЭС, среднего теплового загрязнения – среднюю часть губы Молочной, граница зоны слабого теплового воздействия подвижна, в зависимости от гидрометеорологических условий и режима работы КАЭС ее площадь варьирует от 15 до 25 км².

В летний период 2011 г. температура придонных слоев воды в губе Молочной была на 3-6°C выше, чем в естественных условиях. Минерализация составляла в среднем 41 мг/л, в катионном составе преобладал натрий. Содержание общего фосфора в сбросном канале и губе Молочной в среднем составляла 5-8 мкгР/л, максимальные значения (до 15 мкгР/л) наблюдались в весенний период. Средние значения содержания нитратов по всей водной толще в летний период составляли 25 мкгN/л. Вода сбросного канала Кольской АЭС характеризовалась высоким содержанием кислорода (насыщение >100%), на выходе из губы концентрация кислорода в придонных слоях снижалась до 76.9-78.6% насыщения. Детально гидрохимия вод губы Молочная, особенности донных отложений и термический режим описаны в статье В.А.Даувалятера и Н.А.Кашулина (настоящий сборник).

В 2011 г. в составе зообентоса губы Молочной выявлено 29 видов и форм, 45% которых приходится на хирономид (табл.1).

В водосбросном канале Кольской АЭС основу зообентоса составляли литофильные и литореофильные группы – личинки ручейников сем. Limnephilidae, мошки, хирономиды, олигохеты, брюхоногие моллюски *Valvata cristata* и *Lymnaea sp.* Появления или массового развития термофильных форм в канале не обнаружено. По сравнению с данными 1973-1988 гг. (Моисеенко, Яковлев, 1990), в структуре руководящего комплекса водосбросного канала отмечен ряд изменений. В 1973-1988 гг. основу бентоса формировали олигохеты *L. hoffmeisteri*, количественные показатели которых варьировали в пределах 1575-2000 экз/м² и 1.8-1.08 г/м², а удельный вес достигал 80% численности и 60% биомассы всего зообентоса. В настоящее время общая численность и биомасса бентосных организмов осталась на прежнем уровне, составляя в среднем 1915 экз/м² и 1.8 г/м², однако относительная плотность олигохет

снизилась до 25% (480 экз/м² и 0.4 г/м²), доминируют в бентосе сбросного канала хирономиды родов *Monodiamesa*, *Cricotopus* и *Procladius* (*Monodiamesa bathyphila*, *Polypedilum gr. scalaenum*, *Potthastia spp.*), доля которых в сообществах составляет в среднем 58% (1100 экз/м² и 1.0 г/м²), субдоминантом являются брюхоногие моллюски *Valvata*.

Таблица 1

Таксономический состав беспозвоночных макрозообентоса губы
Молочной оз.Имандра

Таксон	Водо- сбросной канал	Лито- раль	Зоны теплового загрязнения			Необогре- ваемая зона
			сильное	среднее	слабое	
Hydracarina spp.				+	+	
Oligochaeta						
<i>Tubifex tubifex</i> Muller.	+	+	+	+	+	+
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen.		+		+		
<i>Lumbriculus variegates</i> Muller.	+	+	+	+	+	+
Gastropoda						
<i>Valvata cristata</i> Muller.	+	+				
<i>Lymnaea sp.</i>	+	+				
Bivalvia						
<i>Euglesa sp.</i>		+	+	+	+	+
<i>Sphaerium corneum</i> L.				+		+
<i>Pisidium spp.</i>					+	+
<i>Anodonta sp.</i>	+		+			
Crustacea						
<i>Monoporeia affinis</i> Bousield.				+	+	+
Insecta						
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> Retzius	+	+				
<i>Baetis rhodani</i> Pict.	+	+				
Simuliidae	+	+				
<i>Limnephilidae spp.</i>	+	+				
<i>Phryganea spp.</i>	+					
<i>Monodiamesa bathyphila</i> Kieff.	+	+	+			
<i>Potthastia spp.</i>	+	+	+			
<i>Polypedilum gr. scalaenum</i>	+	+	+			
<i>Procladius gr. choreus</i>			+	+	+	+
<i>Orthocladius spp.</i>				+		+
<i>Zalutschia zalutschicola</i> Lipina				+	+	+
<i>Tanytarsus spp.</i>	+	+				
<i>Heterotanytarsus spp.</i>	+					
<i>Cricotopus gr. algarum</i>	+					
<i>Paratanytarsus spp.</i>		+				
<i>Pentapedilum gr. exectum</i>	+					
<i>Procladius gr. ferrugineus</i>		+	+	+	+	
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> Zett.	+	+				
Всего	18	17	9	11	9	9

На литорали в зоне влияния подогретых вод в сообществах доминируют предпочитающие олиго- и мезосапробные условия поденки *Heptagenia fuscogrisea* и эврибионтные *Baetis rhodani*, встречаются личинки ручейников, хирономиды, брюхоногие моллюски *Valvata cristata* и *Lymnaea sp.*

Основу зообентоса **глубоководной зоны губы Молочная** формируют 5 систематических групп: олигохеты сем. Tubificidae, Lumbriculidae, двусторчатые моллюски сем. Pisidiidae, среди которых наиболее многочисленны *Euglesa spp.*, реже встречались *Pisidium spp.* и единично *Sphaerium spp.*, хирономиды, амфиподы, представленные реликтовым бокоплавом *Monoporeia affinis*, единично отмечены водяные клещи (*Hidracarina*). Появления или массового развития термофильных групп бентосных беспозвоночных не наблюдается, большинство организмов являются эвритермными (холодноводными).

В районе водосбросного канала КАЭС в 2011 г. обнаружена популяция крупных двусторчатых моллюсков *Anodonta sp.* (Unionidae) (рис.2). Ареал моллюска охватывает Среднюю и Северную Европу, европейскую часть России и Западную Сибирь. Сведений о нахождении этого вида в водоемах Кольского п-ова нет. Вероятно, беззубка в оз.Имандра была занесена с рыбопосадочным материалом из садкового форелевого хозяйства, расположенного рядом с каналом. Раковины *Anodonta sp.* обнаружены в бентосных пробах в районе подводящего канала, а также на берегах островов в Бабинской и Йокостровской Имандре, что косвенно может свидетельствовать о распространении вида по акватории озера.



Рис.2. Раковины *Anodonta sp.*, обнаруженные в губе Молочной

Состав и структура бентосных сообществ различаются в зависимости от удаления от устья водосбросного канала Кольской АЭС. **В зоне сильного теплового воздействия** сформирован пелофильный биоценоз, основу которого составляют олигохеты и моллюски *Euglesa sp.* Массовому развитию этих групп

способствует температурный режим акватории и приток биогенных элементов и органического вещества, поступающих в водоем в ходе эксплуатации форелевого хозяйства. В составе хирономидных сообществ этой зоны преобладают личинки подсемейства Tanypodinae, в предыдущие годы (Крючков и др., 1985; Моисеенко, Яковлев, 1990; Антропогенные..., 2002) в бентосе доминировали личинки ортокладиин, наблюдаемое в настоящее время увеличение доли таниподин (прежде всего эврибионтных личинок *Procladius*) может свидетельствовать об усилении процессов эвтрофикации в этой части акватории. Численность и биомасса макрозообентоса низкие, в среднем составляли 200 экз/м² и 1 г/м², при варьировании по станциям от 150 до 340 экз/м² и 0.3 до 2.5 г/м² соответственно.

В зоне среднего теплового воздействия в бентосных сообществах доля олигохет снижается в среднем до 20%, увеличивается удельная плотность (до 60% на отдельных станциях) стенотермно-холодолобивых бокоплавов *M. affinis* и оксифильных холодолобивых личинок подсем-ва Orthoclaadiinae. Численность макрозообентоса в среднем составляла 760 экз/м², биомасса 1.4 г/м².

В зоне слабого теплового воздействия состав и структура зообентоса аналогичны таковым на акватории озера Имандра с естественным температурным режимом. Основу донной фауны как этой зоны, так и фоновых необогреваемых участков водоема формируют бокоплавов *M. affinis*, доля которых на отдельных станциях достигает 95% от общей численности и биомассы бентоса, в среднем составляя 30%, и холодолобивые личинки подсемейства Orthoclaadiinae (преимущественно *Orthocladius spp.* и *Zalutschia zalutschicola*) (рис.3). Численность и биомасса зообентоса в зоне слабого теплового загрязнения составляли в среднем 520 экз/м² и 2.4 г/м², в акватории плеса Бабинская Имандра – 380 экз/м² и 1.7 г/м².

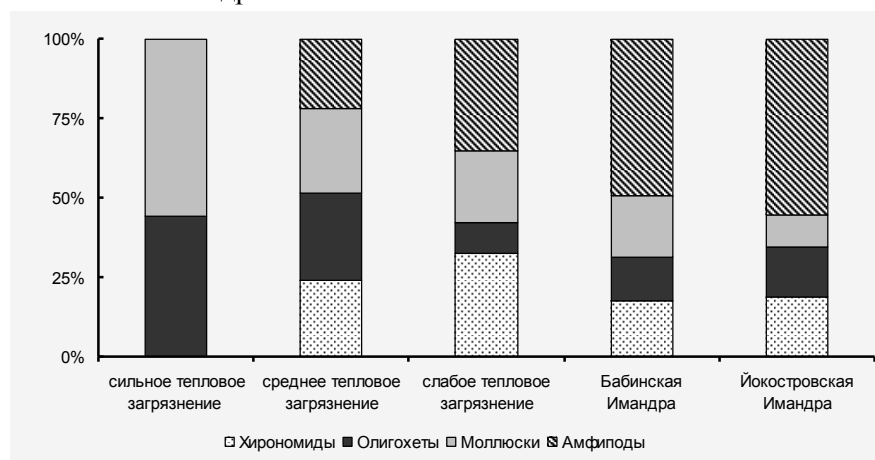


Рис.3. Изменения структуры бентоса по мере удаления от источника теплового загрязнения (средние значения, %)

Помимо температурного фактора состав и количественные показатели донных сообществ в значительной степени зависели от характера грунтов. Минимальные значения численности и биомассы бентоса отмечены на станциях, где в поверхностных слоях донных отложений присутствовали плотные железомарганцевые конкреции – 70-300 экз/м² и 0.5-1.0 г/м² соответственно, наличие

таких образований в донных отложениях оз.Имандра в качестве фактора, ограничивающего развитие зообентоса, детально описано в ряде работ (Ильяшук, 2001, Антропогенные..., 2002). Для илов и глины зарегистрированы более высокие показатели – 350-500 экз/м² и 1.5-3 г/м² соответственно, в прослойках глины многочисленны крупные красные личинки хирономид *p. Chironomus gr. plumosus*.

Средние значения численности и биомассы бентоса в губе Молочной выше, чем в целом по плесу Бабинская Имандра, и сопоставимы со значениями, характерными для плеса Йокостровская Имандра, воды которого характеризуются более высоким трофическим статусом вследствие поступления загрязненных вод различных промышленных предприятий региона (рис.4) (Антропогенные модификации..., 2002). Средний трофический статус исследованной акватории оз.Имандра оценивается как олиготрофный, с переходом к мезотрофному типу на отдельных станциях.

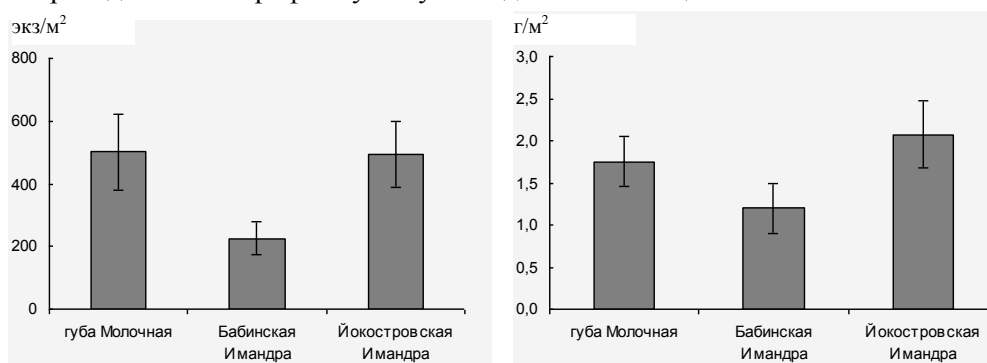


Рис.4. Средние значения численности и биомассы зообентоса различных участков акватории оз.Имандра

Анализ многолетней динамики численности и биомассы бентоса губы Молочная показал, что уровень численности донной фауны снизился в 2.5 раза и в настоящее время сопоставим со значениями, наблюдавшимися в 1978-1979 гг., тогда как средние значения биомассы бентоса существенно не изменились (рис.5), что обусловлено перестройками в структуре донных сообществ – снижением относительной плотности олигохет и увеличением доли относительно крупных амфипод и моллюсков *Pisidium*.

Таким образом, в настоящее время в глубоководной зоне губы Молочная сформированы стабильные пелофильные комплексы, в водосбросном канале и прилегающем к нему участке – литореофильные комплексы. Влияние подогретых вод Кольской АЭС на бентосные сообщества оз.Имандра ограничено акваторией в пределах губы Молочной. Наиболее изменена структура зообентоса в водосбросном канале и приустьевом участке водоема. Состав и количественные показатели бентоса здесь значительно отличаются от естественных участков озера, что выражается в снижении таксономического разнообразия донной фауны и массовом развитии олигохет. За пределами этой зоны изменений в составе и структуре зообентоса не наблюдается, доминируют в глубоководных биоценозах стенотермные холодноводные амфиподы *M. affinis*. По уровню развития зообентоса исследованная акватория оз.Имандра относится к олиготрофному типу.

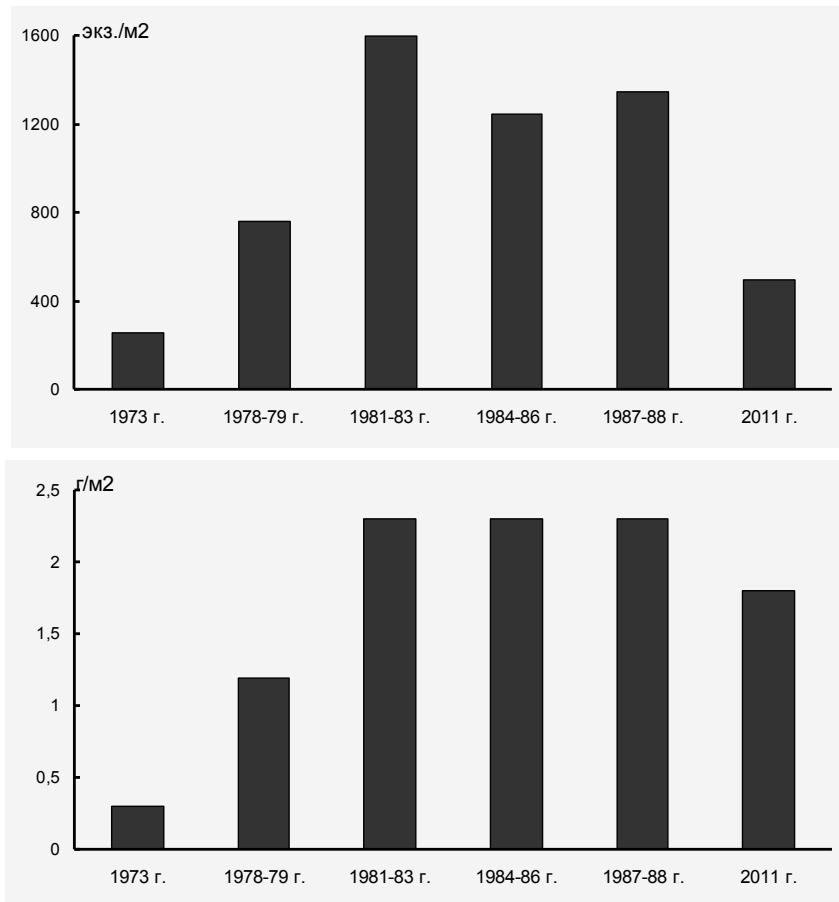


Рис.5. Многолетняя динамика численности и биомассы зообентоса в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС

Литература

Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / отв. ред. Т.И.Моисеенко. – М.: Наука, 2002. – 403 с.

Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов / А.И.Баканов // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С.68-82.

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах / Е.В.Балушкина. – Л.: Наука, 1987. – 179 с.

Безматерных Д.М. Индикация экологического состояния водных объектов по составу и структуре биоценозов / Д.М.Безматерных, В.В.Кириллов, Т.В.Кириллова // Межрегиональный медико-экологический форум: сборник материалов. – Барнаул: Аз Бука, 2006. – С.75-79.

Воробьева Д.Г. Натурные исследования водохранилища-охладителя Кольской АЭС / Д.Г.Воробьева // Развитие энергетического хозяйства Мурманской области. – Апатиты, 1976. – С.63-69.

Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области. – Мурманск: Кн. изд-во, 2009. – 152 с.

Зинченко Т.Д. Эколого-фаунистическая характеристика хирономид (Diptera, Chironomidae) малых рек бассейна средней и нижней Волги (атлас) / Т.Д.Зинченко. – Тольятти: Кассандра, 2011. – 258 с.

Ильяшук Б.П. Железо-марганцевые конкреции в грунтах озера как фактор, ограничивающий развитие сообществ зообентоса / Б.П.Ильяшук // Экология. – 2001. – № 6. – С.478-480.

Крючков В.В. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья / В.В.Крючков, Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Апатиты, 1985. – 132 с.

Макрушин А.В. Биоиндикация загрязнения внутренних водоемов / А.В.Макрушин // Биологические методы оценки природных вод. – М.: Наука, 1984. – С.123-137.

Методическое руководство по биотестированию воды. РД 118-0290. – М., 1991. – 48 с.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 277 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Л.: 1990. – 221 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / под общ. ред. С.Я.Цалолихина. Т. 4. Двукрылые насекомые. – СПб.: Наука, 2000. – 997 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / под общ. ред. С.Я.Цалолихина. Т.5. Высшие насекомые. – СПб.: Наука, 2001. – 825 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / под общ. ред. С.Я.Цалолихина. Т.6. Моллюски, полихеты, немуртины. – СПб.: Наука, 2004. – 528 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейств Podonominae и Tanurodinae фауны СССР / В.Я.Панкратова. – Л.: Наука, 1977. – 154 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironomidae фауны СССР / В.Я.Панкратова. – Л.: Наука, 1983. – 295 с.

Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthoclaadiinae фауны СССР / В.Я.Панкратова. – Л.: Наука, 1970. – 344 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / В.А.Абакумов [и др.]. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.

Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод / В.П.Семенченко, В.И.Разлуцкий. – 2-е изд., испр. – Минск: Беларус. наука, 2011. – 329 с.

Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы современной идентификации / В.К.Шитиков, Г.С.Розенберг, Т.Д.Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

An Introduction to the Aquatic Insects of North America / Edited by R.W.Merritt, K.W.Cummins. – Second edition. – 1988. – 722 p.

Rosenberg D.M. Freshwater biomonitoring ana benthic macroinvertebrates / D.M.Rosenberg, V.H.Resh (Eds.). – N.Y.: Chapman and Hall, 1993. – 488 p.

Wiederholm T. Use of benthos in lake monitoring / T.Wiederholm // J. Water Pollut. Contr. Fed. – V. 52, 1980. – P.537-547.

Е.М.Зубова, П.М.Терентьев, Н.А.Кашулин

**СИГ *COREGONUS LAVARETUS* (COREGONIDAE) БАБИНСКОЙ ИМАНДРЫ
(Мурманская область, Россия)**

Аннотация

Исследовано изменение структуры популяции и темпа роста сига из фоновых участков оз.Имандра (Бабинской Имандры) в различных условиях антропогенной нагрузки (1996-1997 и 2011 гг.). Установлено снижение возрастных групп сига с достоверным увеличением его наблюдаемых размерно-весовых характеристик и расчетных характеристик длины (*AC*). Также было отмечено снижение нерестящихся рыб в популяции со смещением полового созревания самцов и самок на более ранний возраст. Описано влияние наступления полового созревания у сига на темп его роста. Изучены особенности роста сига с учетом анализа состояния отдельных организмов рыб и уровней накопления тяжелых металлов.

Ключевые слова

фоновый район, Бабинская Имандра, сиг Coregonus lavaretus, структура популяции, темп роста, состояние организма рыб, уровень тяжелых металлов.

E.M.Zubova, P.M.Terentjev, N.A.Kashulin

**WHITEFISH *COREGONUS LAVARETUS* (COREGONIDAE)
OF THE BABINSKAYA IMANDRA (the Murmansk Region, Russia)**

Abstract

The change of population structure and growth rate of whitefish have been studied in the background regions of lake Imandra – Babinskaya Imandra in different conditions of anthropogenic environments (1996-1997 and 2011) have been studied. Reduction in the number age groups with significant increase in observed size and weight characteristics and back-calculation length (*TL*) have been found. Also reduction of spawning fish in the population with displacement of sex maturation of males and females at an earlier age have been noted. The impact of the onset of puberty in whitefish on its rate growth have been described. Regularities growth of whitefish based on the analysis of state of individual organisms fishes and levels of accumulation of heavy metals have been studied.

Key words

background regions, Babinskaya Imandra, whitefish Coregonus lavaretus, population structure, growth rate, state of organisms fishes, levels of heavy metals.

Введение

Озеро Имандра – один из крупнейших заполярных водоемов (площадь 880 км²), на водосборной территории которого расположены ряд предприятий горно-перерабатывающей и металлургической промышленности, энергетики, транспорта и их инфраструктура. Мощное многофакторное антропогенное воздействие на фоне меняющихся климатических условий обусловило изменения гидрохимических параметров водоема и трансформацию структурно-функциональной организации его экосистемы. Изменения затронули и рыбную часть населения водоема, что было показано рядом предыдущих исследований (Галкин и др., 1966; Решетников, 1980; Моисеенко, 1983, 1997, 1998, 2000, 2002; Моисеенко, Яковлев, 1990; Моисеенко, Лукин, 1999; Антропогенные.., 2002; Лукин и др., 2006; Решетников и др., 2011;

Решетников, Попова, 2012). Эти процессы имеют выраженную зональность, обусловленную сложной морфологией водоема и локализацией сточных вод, поступающими в Иmandру от различных источников. В настоящее время объемы сбросов токсичных отходов в озеро снизились, но интенсифицируются процессы эвтрофикации (Кашулин и др., 2012; Терентьев, Кашулин, 2012).

Выявление техногенной составляющей в многофакторных процессах трансформации водоема возможно лишь сравнительными методами (Кашулин и др., 1999; Кашулин, 2004). Поэтому представляется весьма актуальным изучение современного состояния ихтиофауны фоновых районов оз.Иmandра, для которых характерны минимальные уровни антропогенных воздействий. Нами было исследовано состояние рыбной части сообщества плеса Бабинская Иmandра – наиболее удаленного от индустриальных центров и не испытывающего прямого химического загрязнения. Однако начиная с 1973 г. в губу Молочная плеса сбрасываются подогретые воды Кольской АЭС, работающей по прямоточной системе охлаждения.

В доиндустриальный период состав ихтиофауны плеса Бабинская Иmandра был типичен для субарктических водоемов и включал 15 видов (Галкин и др., 1966). Также имелись свидетельства поимки в бассейне озера представителя круглоротых – сибирской миноги *Lethenteron kessleri* (Антропогенные..., 2002). Интенсивное промышленное загрязнение водоема в целом, его эвтрофикация во второй половине прошлого столетия, а также вселение крупной формы европейской корюшки *Osmerus eperlanus* привело к значительным преобразованиям облика рыбной фауны. Значительно сократилась численность арктического гольца *Salvelinus alpinus*, сиговых рыб. Численность язя *Leuciscus idus*, ранее обитаемого в озере, чрезвычайно мала и не встречается в уловах (Антропогенные..., 2002; Решетников и др., 2012; Терентьев, Кашулин, 2012). В ходе развития аквакультуры фауна рыб пополнилась двумя видами (радужная форель *Parasalmo mykiss*, обыкновенный карп *Cyprinus carpio*). Современный видовой состав рыб в районе исследований по материалам уловов насчитывает 14 видов (табл.1). При этом доминирующими в структуре сообщества в настоящее время становятся такие виды, как европейская корюшка, окунь *Perca fluviatilis*, обыкновенный ерш *Gimnocephalus cernuus*.

Данная работа посвящена изучению особенностей роста сига *Coregonus lavaretus* Бабинской Иmandры как тест-объекта ихтиологического мониторинга (Моисеенко и др., 1991) в разные периоды антропогенной трансформации водоема (1996-1997 и 2011 гг.) с учетом анализа состояния отдельных организмов рыб и уровней накопления тяжелых металлов.

Таблица 1

Видовой состав рыб в уловах плеса Бабинская Иmandра в 2011 г.

Русское название	Латинское название
1	2
Семейство лососевые	Salmonidae
Кумжа	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758
Арктический голец	<i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)
Микижа, радужная форель	<i>Parasalmo mykiss</i> (Walbaum, 1792)
Семейство сиговые	Coregonidae

1	2
Обыкновенный сиг	<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)
Европейская ряпушка	<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)
Семейство хариусовые	Thymallidae
Европейский хариус	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)
Семейство корюшковые	Osmeridae
Европейская корюшка	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)
Семейство щуковые	Esocidae
Обыкновенная щука	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758
Семейство окуневые	Percidae
Обыкновенный ерш	<i>Gymnocephalus cernuus</i> Linnaeus, 1758
Речной окунь	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758
Семейство налимовые	Lotidae
Налим	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)
Семейство карповые	Cyprinidae
Обыкновенный карп	<i>Ciprinus carpio</i> Linnaeus, 1758
Обыкновенный гольян	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)
Семейство колюшковые	Gasterosteidae
Девятииглая колюшка	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)

Материал и методы

Имандра состоит из трех, в значительной мере самостоятельных, озер (плесов) – Большой, Экостровской и Бабинской Имандры, соединяющихся между собой узкими проливами. Плес Бабинская Имандра располагается в юго-западной части оз.Имандра и простирается в широтном направлении. Его акватория имеет сложную изрезанную форму (рис.1). Наибольшую площадь занимают глубины 10-15 м (25.2%) и 15-20 м (20.4%), максимальная глубина в этом плесе составляет 43.5 м (Рихтер, 1926, 1927; Моисеенко, Яковлев, 1990; Антропогенные..., 2002).

Материал в 1996-1997 и в 2011 г. был собран в летне-осенний период районах губы Кунчаст и о.Хорт (рис.1). Рыбу отлавливали ставными жаберными донными сетями из нейлонового монофиламента стандартной длиной 25 м, высотой 1.5. м и размером ячеи 10, 12.5, 16, 22, 25, 30, 35, 38 и 45 мм, что обеспечивало вылов рыбы длиной от 5 см и более.

Обработка материала проводилась по стандартной методике И.Ф.Правдина (1966). Для выделения внутривидовых форм у исследуемых сегов в 2011 г. производился подсчет количества тычинок на первой жаберной дуге (Правдин, 1966; Решетников, 1980; Siwertsson et. al, 2008).

Для определения возраста и темпов линейного роста был исследован чешуйный материал 114 экземпляров сига за 1996-1997 гг. и 140 экземпляров за 2011 г. (Oosten, 1923; Вовк, 1956; Галкин, 1958; Чугунова, 1959; Решетников, 1966, 1980; Лапин, Юровицкий, 1991; Смирнов, Смирнова-Залуми, 1993; Зиновьев, Мандрица, 2003; Чернова, Дгебуадзе, 2008).

Расчисление темпа роста проводилось с использованием прямой пропорциональной зависимости между длиной тела и размером переднего диагонального радиуса чешуи (Чугунова, 1959). Аналитическое описание расчисленного линейного роста выполняли с помощью уравнения Берталанфи (Мина, Клевезаль, 1967). Для характеристики темпов роста использована формула удельной скорости Шмальгаузен – Броди (1935), учитывая нарастание длины по сложным процентам (Шмальгаузен, 1935; Мина, Клевезаль, 1976; Дгебуадзе, 2001). Описание периодов роста проводилось по формуле константы роста Шмальгаузен, предполагающей, что произведение удельной скорости роста на время, протекшее с начала роста, является постоянной величиной для отдельных периодов роста, на которые распадается развитие всякого живого (Шмальгаузен, 1935; Чугунова, 1959; Мина, Клевезаль, 1976). Также был использован показатель характеристики роста Васнецова, представляющий произведение средней удельной скорости роста на исходную длину (т.е. длину в начале сезона роста) (Чугунова, 1959; Никольский 1965; Мина, Клевезаль, 1976).

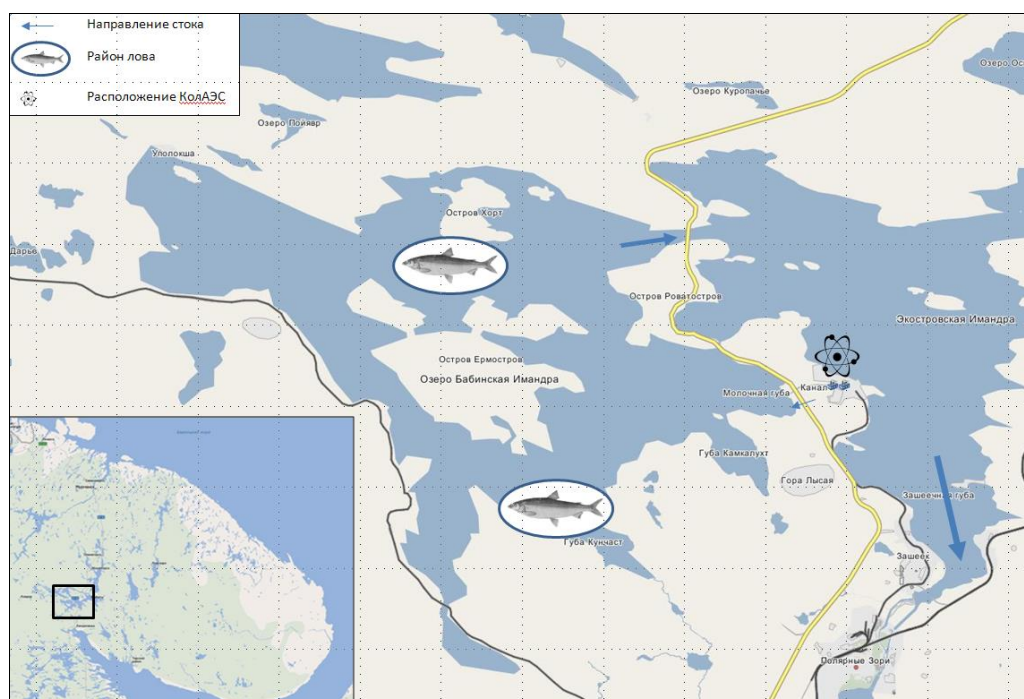


Рис.1. Карта-схема расположения районов сбора материалов на плесе Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

В ходе ихтиологических исследований было изучено состояние организмов рыб с применением методов патолого-морфологического анализа, а также проанализированы закономерности накопления тяжелых металлов в органах и тканях сига за различные периоды исследований (1980-е и 2011 гг.) (Кашулин и др., 1999; Антропогенные..., 2002; Кашулин, 2004).

Результаты и обсуждение

Популяционные характеристики. В уловах все экземпляры сига были представлены одной формой – с числом жаберных тычинок короткой, утолщенной у основания формы на первой дуге от 16 до 28 (в среднем 22.4 ± 0.2), что позволяет отнести исследованных сигов к малотычинковым сигам *C. lavaretus lavaretus* с придонным и донным типом питания (Решетников, 1980; Siwertsson et al., 2012).

Сиги Бабинской Имандры в уловах 1996-1997 гг. были представлены девятью возрастными группами: от 2+ до 10+, рыбы в возрасте младше 5+ лет составляли 31.6% от выборки, старше 7+ встречались единично (преимущественно самки). В уловах 2011 г. сиги были представлены только семью возрастными группами: от 1+ до 7+, рыбы младше 5+ лет составляли 60.7%. Соотношение полов в выборках близко 1:1. Доля особей, готовящихся к нересту (III-IV стадии развития гонад), в выборке 1996-1997 гг. составила 32.5%, в 2011 г. она была ниже – 19.3% (табл.2, рис.2).

В 1996-1997 гг. наиболее раннее половое созревание как самцов, так и самок сигов наблюдалось в возрасте 5+ – наиболее многочисленной возрастной группе. Причем доля половозрелых самцов этом возрасте составляла 42.1%, самок – 10.0%. В более старших возрастных группах доля участвующих в нересте текущего года самцов возрастала и в возрасте 7+ – 8+ составляла 100%. У самок лишь особи старших возрастных групп (9+ – 10+) 100% участвовало

в нересте (единичные экз.). Доля готовящихся к нересту самок в возрастных группах 6+ – 8+ составляла 36.4-50.0%. В 2011 г. впервые нерестящиеся самцы встречаются в возрасте 4+ (22.2%), самки – 5+ (8.3%). Доля сигов, участвующих в нересте в возрасте 6+ – 7+, составила у самцов 31.3 и 75.0%, у самок – 42.9 и 100%.

Большинство впервые нерестящихся сигов Бабинской Имандры в исследуемые годы достигали линейных размеров, которые характерны для половозрелых сигов из чистых водоемов: самцы – 27-28 см, самки – 28-30 см (Решетников, 1966, 1980; Решетников, Богданов, 2011) – и были выше у самок в выборке 2011 г. (табл.2), несмотря на то, что здесь происходит снижение возраста их массового созревания с 7+ до 6+. В выборке 1996-1997 гг. среди сигов в возрасте 6+ встречались две особи, которые созревали при меньших длинах: самец – 255.0 мм и самка – 256.0 мм (табл.2), в выборке 2011 г. – самец в возрасте 4+ при длине 245.0 мм. Что касается массы нерестящихся сигов, то у самцов в оба периода в среднем она составляла 250 г, у самок в 1996-1997 гг. – 260 г, в 2011 г. также была выше – 370 г.

В целом по выборкам в уловах 1996-1997 гг. (9 возрастных групп) сиги были представлены особями длиной 135-353 (в среднем 266.7 ± 4.1) мм и массой 20-539 (212.4 ± 10.1) г. В 2011 г. (7 возрастных групп) исследуемые сиги были представлены особями длиной 150-436 (266.3 ± 0.5) мм и массой 29-1350 (249.3 ± 16.2) г (рис.3). Более крупные экземпляры в возрасте старше восьми лет в уловах 2011 г. отсутствовали. Вместе с тем, средние размерно-весовые показатели сигов по возрастным группам были достоверно выше по сравнению с показателями 1996-1997 гг. (табл.2).

Таблица 2

Половой состав, доля созревающих особей и средние размерно-весовые характеристики малотычинкового сига *C. lavaretus* *lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Год исследования	Возраст, лет										Среднее по выборке
	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	9+	10+	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1996-1997	-	6(5/0/1)	9(0/4/5)	23(0/9/14)	29(0/19/10)	20(0/9/11)	17(0/7/10)	7(0/2/5)	1(0/0/1)	2(0/0/2)	114(5/50/59)
2011	1(0/0/1)	19(1/6/12)	26(1/14/11)	39(0/18/21)	28(0/16/12)	18(0/4/14)	9(0/4/5)	-	-	-	140(2/62/76)
Численность возрастной группы и соотношение полов ($\mu\text{v}/\delta/\text{f}$), экз.											
1996-1997	0/0	0/0	0/0	0/0	42.1/10.0	66.7/36.4	100/50.0	100/40.0	0/100	0/100	44.0/25.4
2011	0/0	0/0	0/0	22.2/0	31.3/8.3	75.0/42.9	75.0/100	-	-	-	24.6/15.8
Доля особей, готовящихся к нересту, % от численности возрастной группы (δ/f)											
Длина (AC), самцы, мм											
1996-1997	-	-	190-220	210-275	215-322	255-300	300-332	335-342	-	-	265.5±5.6
2011	-	165-240	199.5±6.9	245.8±6.4	266.7±6.2	282.9±5.2	313.6±4.9	333.5±8.5	-	-	269.7±5.3
		194.4±13.1	232.4±6.6	271.2±5.8	282.8±6.4	313.8±30.6	327.5±11.4	-	-	-	
$\Delta L_{2011-1996-1997}$, мм (t, P)	-	-	+32.9 (t = 2.51, P>0.5)	+25.4 (t = 2.71, P>0.9)	+16.1 (t = 1.79)	+30.9 (t = 1.48)	+13.9 (t = 1.32)	-	-	-	+4.2 (t = 0.53)
Длина (AC), самки, мм											
1996-1997	-	188.0	190-215	208-285	240-292	252-320	295-348	270-353	290.0	315-335	270.5±5.4
2011	165.0	150-220	199.4±4.6	242.3±6.4	266.9±5.8	280.7±5.7	312.3±5.7	312.8±15.3	-	325.0±10.0	268.9±7.3
		181.8±6.4	220.3±10.6	268.1±6.9	305.8±9.6	326.0±8.5	360.6±24.1	-	-	-	
$\Delta L_{2011-1996-1997}$, мм (t, P)	-	-6.2	+20.9 (t = 1.3)	+25.8 (t = 2.59, P>0.5)	+38.9 (t = 3.29, P>0.9)	+45.3 (t = 4.18, P>0.99)	+48.3 (t = 2.64, P>0.5)	-	-	-	-1.6 (t = 0.17)
Длина (AC), оба пола, мм											
1996-1997	-	135-188	190-220	208-285	215-322	252-320	295-348	270-353	290.0	315-335	266.7±4.1
2011	165.0	154.5±11.6	199.4±3.7	243.7±4.6	266.8±4.3	280.8±3.7	312.8±3.8	318.7±11.4	-	325.0±10.0	266.3±4.8
		183.8±5.8	224.7±6.2	269.5±4.5	292.6±5.8	323.3±9.0	345.9±14.7	-	-	-	
$\Delta L_{2011-1996-1997}$, мм (t, P)	-	+29.3 (t = 2.18, P>0.5)	+25.3 (t = 2.32, P>0.5)	+25.8 (t = 3.76, P>0.99)	+25.8 (t = 3.59, P>0.99)	+42.5 (t = 4.58, P>0.99)	+33.1 (t = 2.81, P>0.9)	-	-	-	-0.4 (t = 0.06)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Масса, самцы, г											
1996-1997	-	-	<u>58-84</u> 69.5±5.5	<u>89-212</u> 141.3±12.8	<u>98-360</u> 200.7±14.9	<u>144-301</u> 235.4±16.0	<u>263-391</u> 336.6±18.4	<u>372-445</u> 408.5±36.5	-	-	213.1±13.4
2011	-	<u>54-144</u> 77.4±16.9	<u>64-219</u> 129.8±12.3	<u>121-338</u> 223.7±15.5	<u>172-416</u> 263.8±20.0	<u>272-830</u> 492.3±171.4	<u>332-544</u> 427.8±44.6	-	-	-	225.9±16.9
$\Delta L_{2011-1996-1997}$ мм (t, P)	-	-	+60.3 ($t = 2.55,$ $P > 0.5$)	+82.4 ($t = 3.46,$ $P > 0.9$)	+63.1 ($t = 2.58,$ $P > 0.5$)	+256.9 ($t = 1.74$)	+91.2 ($t = 2.23$)	-	-	-	+12.8 ($t = 0.58$)
Масса, самки, г											
1996-1997	-	66.0	<u>65-78</u> 70.2±2.2	<u>79-224</u> 134.1±12.3	<u>130-288</u> 202.0±15.8	<u>159-430</u> 240.5±23.6	<u>282-476</u> 346.2±23.5	<u>222-539</u> 346.2±58.2	282.0	<u>316-387</u> 351.5±35.5	222.7±14.9
2011	50.0	<u>29-104</u> 59.0±6.4	<u>29-202</u> 118.5±16.3	<u>87-362</u> 218.3±18.5	<u>150-521</u> 346.5±33.6	<u>241-815</u> 448.0±47.0	<u>311-1350</u> 707.2±195.1	-	-	-	271.2±26.0
$\Delta L_{2011-1996-1997}$ мм (t, P)	-	-7.0	+48.3 ($t = 1.96$)	+82.4 ($t = 3.38,$ $P > 0.9$)	+103.8 ($t = 3.64,$ $P > 0.9$)	+207.5 ($t = 3.63,$ $P > 0.9$)	+361.0 ($t = 2.64;$ $P > 0.5$)	-	-	-	+48.5 ($t = 1.50$)
Масса, оба пола, г											
1996-1997	-	<u>20-66</u> 32.3±11.3	<u>58-84</u> 69.9±2.5	<u>79-224</u> 137.0±8.8	<u>98-360</u> 200.3±10.7	<u>144-430</u> 235.4±14.0	<u>263-476</u> 342.2±15.4	<u>240-549</u> 364.1±42.5	282.0	<u>316-387</u> 351.5±35.5	212.4±10.1
2011	50.0	<u>29-144</u> 62.6±6.6	<u>29-219</u> 121.5±9.9	<u>87-362</u> 220.7±12.1	<u>150-521</u> 299.2±19.6	<u>241-830</u> 438.3±47.0	<u>311-1350</u> 583.0±115.4	-	-	-	249.3±16.2
$\Delta m_{2011-1996-1997}$ г (t, P)	-	+30.3 ($t = 2.02$)	+51.6 ($t = 3.01,$ $P > 0.9$)	+83.7 ($t = 4.87,$ $P > 0.99$)	+98.9 ($t = 4.51,$ $P > 0.99$)	+202.9 ($t = 4.41,$ $P > 0.99$)	+240.8 ($t = 2.83,$ $P > 0.5$)	-	-	-	+36.9 ($t = 1.83$)

ПРИМЕЧАНИЯ. В числителе указаны пределы варьирования показателя, в знаменателе – среднее значение с показателями стандартной ошибки; ΔL и Δm – разность между и линейными и весовыми показателями 2011 и 1996-1997 гг.; t – коэффициент Стьюдента; P – область значений, жирным выделены достоверные различия.

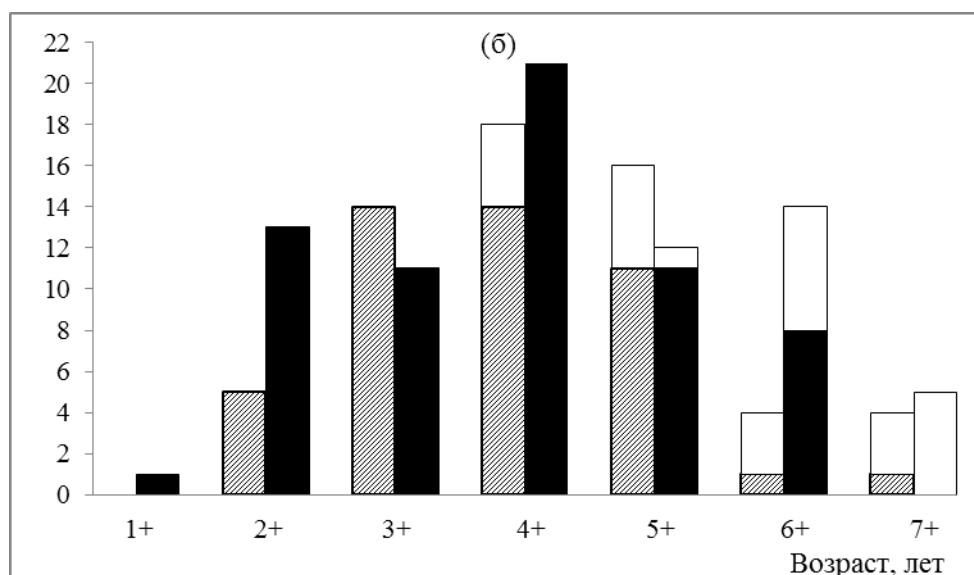
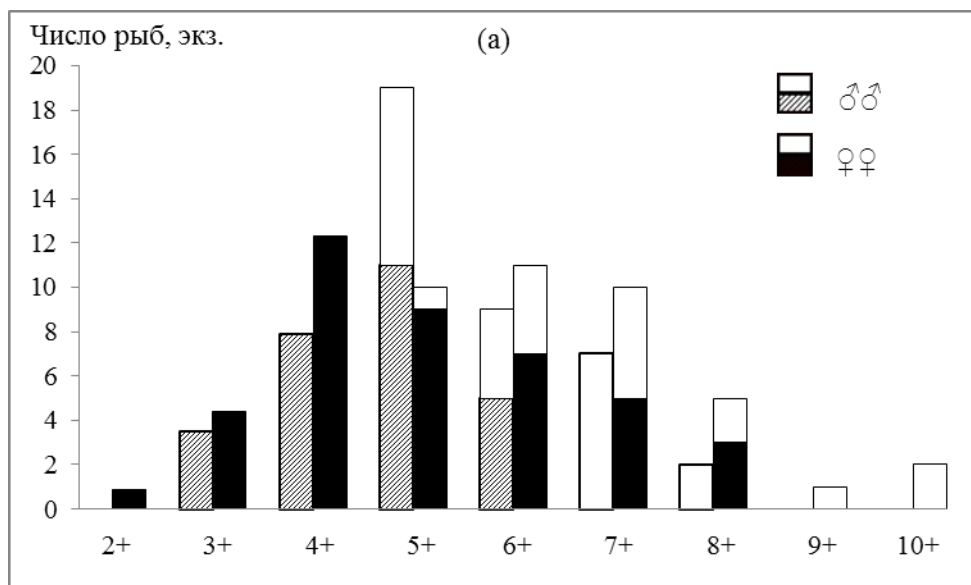


Рис.2. Возрастной и половой состав малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 (а) и 2011 (б) гг. Незашитрихованной частью каждого столбика показано количество рыб с III-IV стадией зрелости гонад

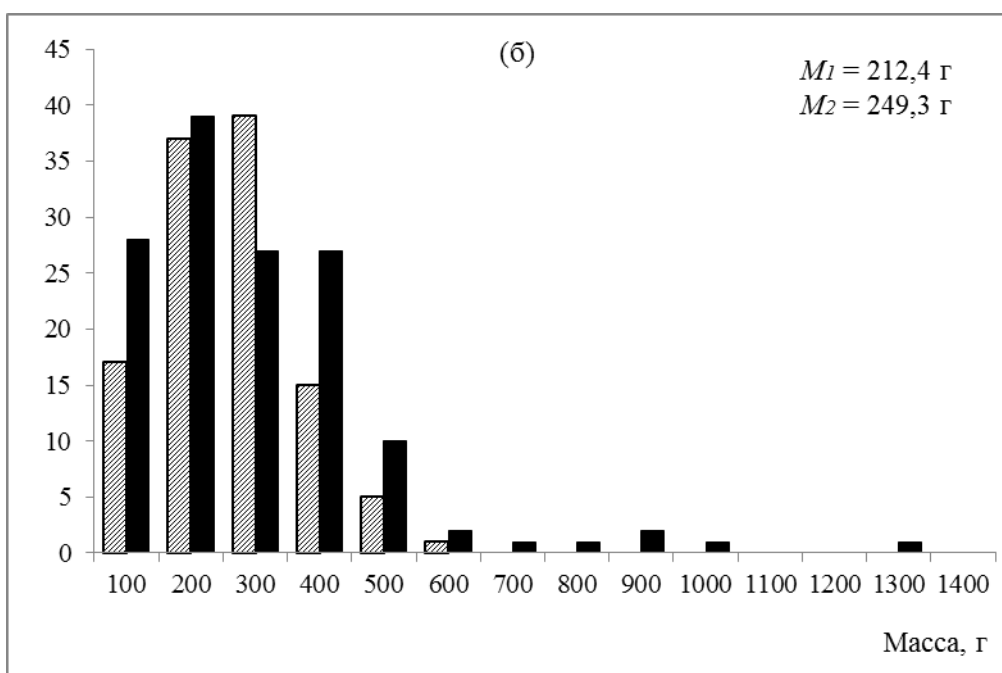
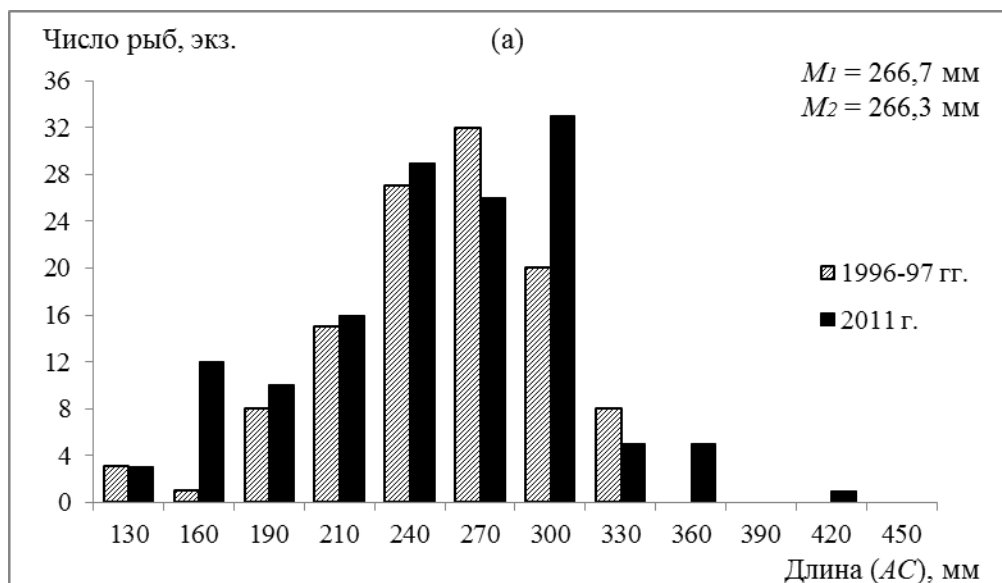


Рис.3. Размерный (а) и весовой (б) состав малотычинкового сига *S. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Темп роста. Результаты расчетов темпа роста сигов с использованием метода прямой пропорциональной зависимости за 1996-1997 и 2011 гг. представлены в табл.3.

Таблица 3

Результаты обратного расчисления длины AC и значения удельной скорости роста C_t малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Возраст, лет	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}	n
1996-1997 гг.											
2+	75.7	116.8	-	-	-	-	-	-	-	-	3
3+	80.0	136.8	171.4	-	-	-	-	-	-	-	9
4+	69.4	120.8	162.3	206.6	-	-	-	-	-	-	23
5+	67.8	113.8	159.7	200.0	235.6	-	-	-	-	-	30
6+	64.6	112.0	151.3	187.5	223.3	256.9	-	-	-	-	21
7+	62.2	106.3	144.1	180.1	217.9	249.9	281.1	-	-	-	17
8+	51.9	89.4	126.5	154.1	187.1	225.9	264.7	292.3	-	-	7
9+	45.3	81.6	108.8	126.9	154.1	172.2	217.5	244.7	271.9	-	1
10+	60.5	94.8	112.0	142.7	180.7	210.1	239.5	265.3	286.6	303.8	2
Среднее	64.2	108.0	142.0	171.1	199.8	223.0	250.7	267.4	279.3	303.8	
Прирост	43.8 34.0 29.1 28.7 23.2 27.7 16.7 11.9 24.5										114
C_t	0.52 0.27 0.19 0.16 0.11 0.12 0.06 0.04 0.08										
2011 г.											
1+	115.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
2+	87.2	145.0	-	-	-	-	-	-	-	-	19
3+	80.7	134.5	190.5	-	-	-	-	-	-	-	26
4+	69.4	122.7	185.2	238.8	-	-	-	-	-	-	39
5+	62.5	111.3	162.2	217.1	266.0	-	-	-	-	-	28
6+	68.7	115.8	162.7	214.4	260.7	301.8	-	-	-	-	18
7+	55.3	97.2	146.6	187.8	243.1	278.8	316.0	-	-	-	9
Среднее	77.1	121.1	169.8	214.4	253.6	290.3	316.0	-	-	-	
Прирост	44.0 48.7 44.6 39.2 36.7 25.7 - - -										140
C_t	0.45 0.34 0.23 0.17 0.14 0.08 - - -										

Анализ полученных данных показывает так называемый феномен Розы Ли (табл.3) – различия соответствующих данных, полученных при измерениях годовых зон чешуи рыб разных возрастных групп (Чугунова, 1959; Зиновьев, Мандрица, 2003). Линейная зависимость между длиной сигов AC и длиной их переднего диагонального радиуса чешуи R_v в исследуемые годы высока (рис.4). Это дает основание полагать, что вышеописанный феномен, возможно, обусловлен неодновременным растянутым достижением половой зрелости у сигов (табл.3) и селективной размерно-зависимой смертностью особей на первом году жизни (Oosten, 1923; Чугунова, 1959; Замахаев, 1964; Богданов, 1966; Брюзгин, 1969).

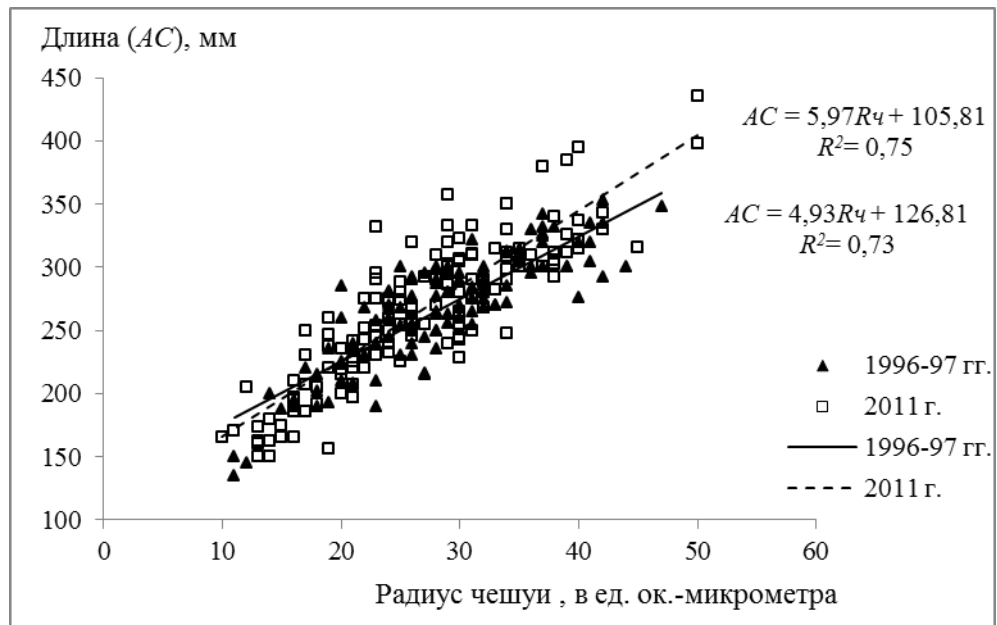


Рис.4. Зависимость длины переднего диагонального радиуса чешуи малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра от длины тела AC в 1996-1997 и 2011 гг.

Результаты сравнения двух представленных уравнений зависимости длины тела от длины радиуса чешуи показывают, что линии регрессии в 1996-1997 и 2011 гг. имеют достоверно различающиеся углы наклона a ($P > 0.99$) (рис.4). С увеличением размеров радиуса чешуи длина тела у сигов из уловов 2011 г. ($a = 5.97 \pm 0.29$) увеличивается быстрее, чем у сигов из уловов 1996-1997 гг. ($a = 4.93 \pm 0.28$).

Сравнение полученных расчетных значений длины тела показало, что более крупные сиги из уловов 2011 г. (табл.3, рис.5а) на протяжении жизни имели большие значения средних годовых приростов с 1-го по 6-й год жизни (табл.3, рис.5б). При этом как в 1996-1997 гг., так и 2011 г. самый высокий темп роста был характерен для первого года жизни сигов (в среднем 64.2 и 77.1 мм соответственно).

Наибольшие значения удельной скорости роста C_l были характерны для сигов с 1-го по 2-й год жизни, в 1996-1997 гг. они составили – 0.52, в 2011 г. – 0.45. Начиная со 2-го по 6-й годы жизни удельная скорость роста была выше у сигов из уловов 2011 г. (табл.3, рис.5в). В итоге семигодовалые сиги в 2011 г. достигали длины – 316.0 мм, в то время как в 1996-1997 гг. особи в десятигодовалом возрасте имели максимальную длину 303.8 мм.

У изученных нами сигов наблюдаются половые различия в темпе роста. Причем если в 1996-1997 гг. самцы росли быстрее, то в 2011 г., напротив, самки демонстрировали более высокий темп роста (табл.4, рис.6).

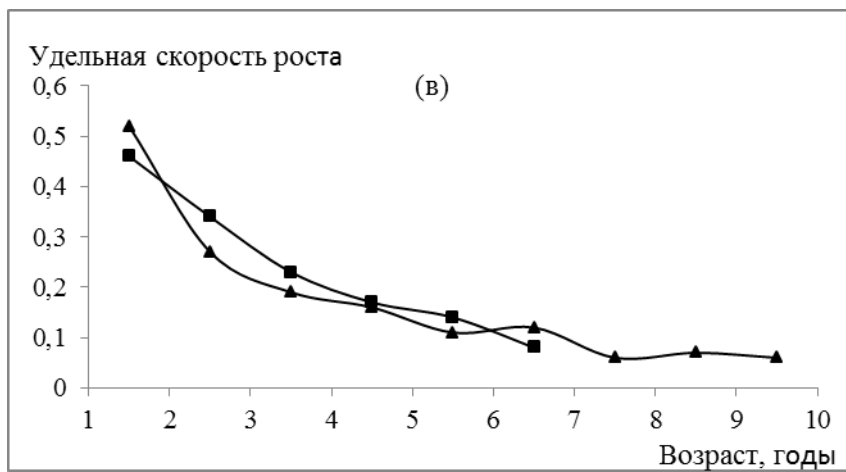
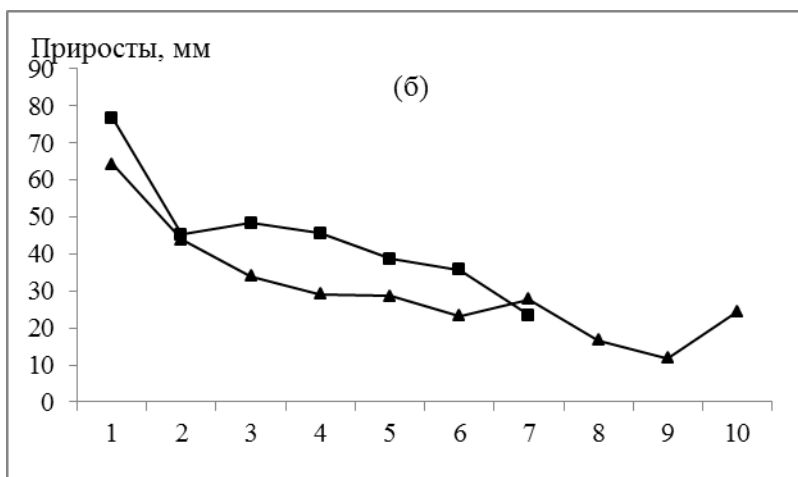
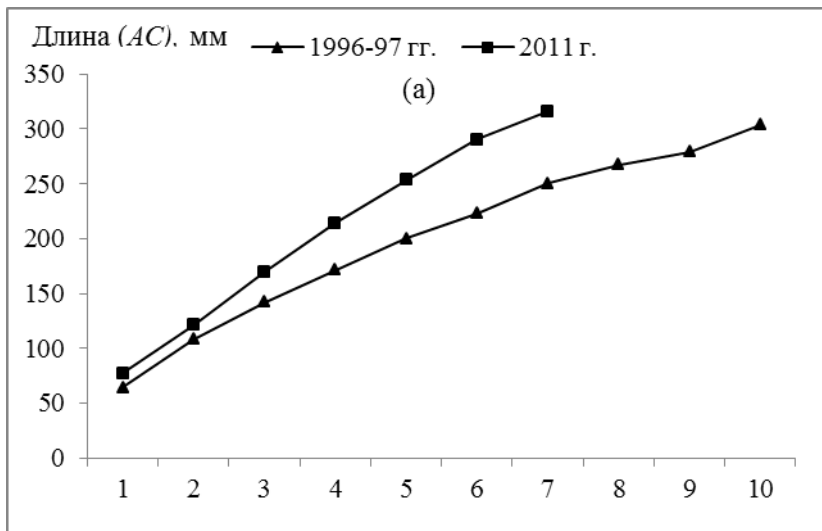


Рис.5. Темп роста (а), средние годовые приросты (б) и удельная скорость роста (в) малотычинкового сига плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Таблица 4

Средние значения расчисленной длины AC , мм, удельной скорости роста C_b , константы роста по Шмальгаузену – Броди C_{lt} и характеристики роста по Васнецову H , мм самцов и самок малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Показатели	Возраст, годы										n
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1996-1997 гг.											
Самцы											50
Среднее	68.4	99.9	155.8	191.8	218.7	248.0	280.1	298.7	-	-	
Прирост	31.5	55.9	36.0	26.9	29.3	32.1	18.6	-	-		
C_l	0.39	0.44	0.21	0.13	0.12	0.12	0.07	-	-		
C_{lt}	0.6	1.1	0.7	0.6	0.7	0.8	0.5	-	-		
C_{lt}^*				0.8				0.5	-	-	
H	25.9	44.4	32.4	25.2	27.5	30.2	18.0	-	-		
H^*				30.9				18.0	-	-	
Самки											59
Среднее	63.9	110.0	141.8	168.9	199.5	223.0	248.8	265.0	279.3	303.8	
Прирост	46.1	31.8	27.1	30.6	23.5	25.8	16.2	14.3	24.5		
C_l	0.54	0.25	0.17	0.17	0.11	0.11	0.06	0.05	0.08		
C_{lt}	0.8	0.6	0.6	0.8	0.6	0.7	0.5	0.5	0.8		
C_{lt}^*				0.7				0.6			
H	34.7	27.9	24.8	28.1	22.2	24.4	15.7	13.9	23.5		
H^*				27.0				17.7			
2011 г.											
Самцы											62
Среднее	70.9	120.1	166.2	207.2	240.0	267.2	292.7	-	-	-	
Прирост	49.2	46.1	41.0	32.8	27.2	25.5	-	-	-		
C_l	0.53	0.32	0.22	0.15	0.11	0.09	-	-	-		
C_{lt}	0.8	0.8	0.8	0.7	0.6	0.6	-	-	-		
C_{lt}^*				0.8				0.6	-	-	-
H	37.4	39.0	36.6	30.4	25.8	24.4	-	-	-		
H^*				35.9				25.1	-	-	-
Самки											76
Среднее	77.6	123.3	174.0	221.0	264.3	303.9	335.1	-	-	-	
Прирост	45.6	50.8	47.0	43.3	39.6	31.2	-	-	-		
C_l	0.46	0.35	0.24	0.18	0.14	0.10	-	-	-		
C_{lt}	0.7	0.9	0.8	0.8	0.8	0.6	-	-	-		
C_{lt}^*				0.8				0.6	-	-	-
H	35.9	42.5	41.6	39.5	36.9	29.7	-	-	-		
H^*				39.3				29.7	-	-	-

ПРИМЕЧАНИЕ. C_{lt} и H^* – значения средней константы роста и характеристики роста за период, жирным отмечены значения, которые характеризуют период снижения роста.

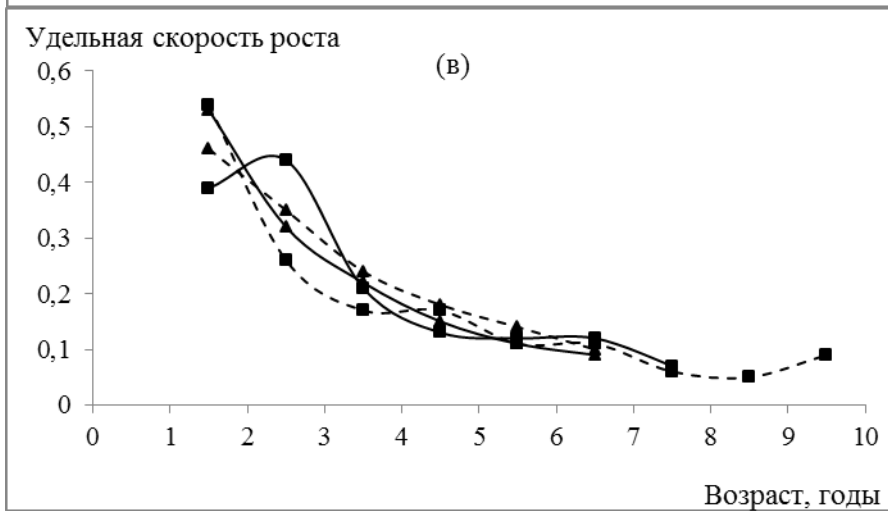
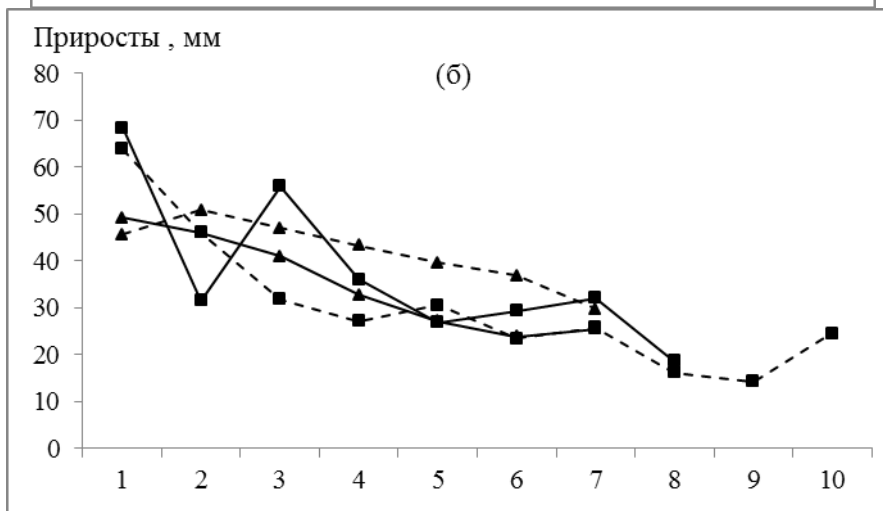
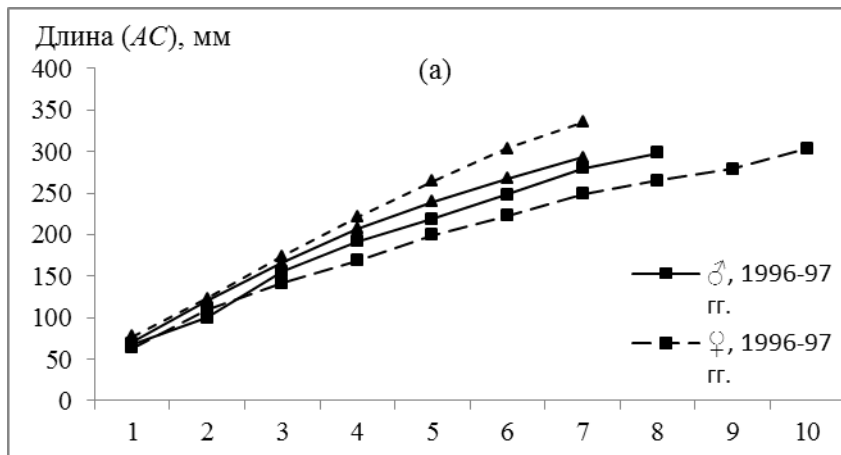


Рис.6. Темп роста (а), средние годовые приросты (б) и удельная скорость роста (в) самцов и самок малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Число склеритов, формирующихся за каждый год на чешуе сигов, тесно связано с годовыми приростами рыб, и максимальное их число формируется на первом году жизни (табл.5).

При сравнении двух выборок, большее количество склеритов было характерно для сигов из уловов 2011 г. с 1-го по 5-й годы жизни, хотя достоверно эти различия наблюдалось только у двух возрастных групп (3 и 4 года). Данные различия двух выборок, вероятно, являются следствием соответствующих различий в росте рыб. С возрастом у всех исследуемых группировок сига происходит достоверное снижение количества склеритов.

Таблица 5

Среднее количество склеритов в каждом годовом кольце малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Возраст, годы	1996-1997 гг.	n, экз.	2011 г.	n, экз.	$\Delta N_{\text{ск. 2011} - 1996-1997}$ (t, P)
1	$\frac{7-19}{13.5 \pm 0.3}$	114	$\frac{6-28}{13.6 \pm 0.3}$	140	+0.2 (t = 0.47)
2	$\frac{6-22}{12.4 \pm 0.3}$	114	$\frac{6-23}{12.8 \pm 0.3}$	139	+0.4 (t = 0.95)
3	$\frac{5-18}{10.8 \pm 0.3}$	110	$\frac{6-25}{12.0 \pm 0.4}$	120	+1.2 (t = 2.40, P > 0.5)
4	$\frac{5-20}{10.1 \pm 0.3}$	101	$\frac{6-26}{11.8 \pm 0.4}$	93	+1.7 (t = 3.40, P > 0.9)
5	$\frac{5-16}{10.0 \pm 0.3}$	78	$\frac{6-21}{10.6 \pm 0.4}$	55	+0.6 (t = 1.20)
6	$\frac{5-19}{9.8 \pm 0.5}$	48	$\frac{4-20}{9.1 \pm 0.7}$	27	-0.8 (t = 0.93)
7	$\frac{6-17}{9.9 \pm 0.3}$	27	$\frac{5-10}{8.6 \pm 0.8}$	8	-1.2 (t = 1.40)
8	$\frac{7-12}{8.7 \pm 0.5}$	10	-	-	-
9	$\frac{8-10}{9.0 \pm 0.6}$	3	-	-	-
10	$\frac{7-8}{7.5 \pm 0.5}$	2	-	-	-

ПРИМЕЧАНИЯ. В числителе указаны пределы варьирования показателя, в знаменателе – среднее значение с показателями стандартной ошибки; ΔN – разность между количеством склеритов 2011 и 1996-1997 гг.; t – коэффициент Стьюдента; P – область значений; жирным выделены достоверные различия.

Данные обратного расчисления роста рыб позволили определить параметры уравнения Бергаланфи (табл.6). Значения асимптотической длины L_{∞} и параметра t_0 оказались больше у выборки 2011 г. Напротив, значение константы роста K было достоверно больше ($P > 0.99$) у сигов из уловов 1996-1997 гг. Большие значения величины K указывают на больший изгиб кривой роста рассматриваемой группировки рыб и соответственно на более быстрое достижение таковой

асимптотических размеров (Мина, Клевезаль, 1976). Следовательно, различия в коэффициентах говорят о том, что рыбы выборки 2011 г. медленнее достигают своих предельных размеров, которые при этом достоверно превышают таковые у рыб выборки 1996-1997 гг. Это дает основание предполагать, что для сига Бабинской Имандры в 2011 г. были более благоприятные условия для реализации видовой «ростовой потенции» (Мина, Клевезаль, 1967; Михеев, 2008).

Таблица 6

Коэффициенты уравнения Бергаланфи, описывающие линейный рост малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Год исследования	L_{∞}	K	t_0	R^2
1996-1997	374.2786	0.1580±0.005	0.0000	0.992
2011	490.7818	0.1468±0.003	0.0000	0.997

Анализ усредненных по выборкам значений темпа роста самцов и самок показал, что его снижение у обоих полов в выборке 1996-1997 гг. происходит на восьмом году жизни (табл.4), что соответствует значениям константы роста по Шмальгаузену (1935) и характеристике роста по Васнецову. При этом впервые созревающие самцы и самки сига в этой выборке наблюдались в возрасте 5+, массовый нерест у самцов происходил в возрасте 5+, у самок – в 7+. В 2011 г. снижение темпов роста сига происходит раньше: у самцов – на шестой год жизни, у самок – на седьмой (табл.4). Участвовать в нересте самцы начинали в возрасте 4+, самки – 5+, массовый нерест наблюдался в возрасте 5+ и 6+ соответственно.

Таким образом, как в 1996-1997, так и в 2011 гг. выявить влияние наступления полового созревания на темпы роста малотычинковых сига Бабинской Имандры при сравнении усредненных показателей сложно из-за одновременного растянутого созревания и неежегодности нереста (Решетников, 1966; 1980; Шарова, Лукин, 2000; Решетников, Богданов, 2011). Поэтому мы проанализировали отдельно особенности роста сига в возрасте 4+, 5+ и 6+, готовящихся к нересту в текущем году, подразумевая, что они созревают впервые, и пропускающих его (табл.7).

Готовящиеся к нересту самцы выборки 1996-1997 гг. в возрасте 5+ росли достоверно быстрее ненерестящихся на протяжении всей жизни. У нерестящихся самок в этом возрасте были значительно большие приросты, начиная с 3-годовалого возраста. В итоге в возрасте 5+ особи, готовящиеся к нересту, имели большие наблюдаемые длины по сравнению с ненерестящимися (табл.7). В возрасте 6+ и 7+ рост участвующих и не участвующих в нересте сига достоверно не отличался (табл.7), что также характерно и для сига рассматриваемых возрастов из выборки 2011 г. В обеих выборках, среднее количество склеритов текущего года у впервые нерестящихся сига достоверно не отличалось от количества склеритов у ненерестящихся рыб.

Таким образом, прямых данных о замедлении темпов роста в связи с созреванием гонад у сига из исследуемых выборок нет, что также отмечалось Ю.С.Решетниковым (1966) для чунозерских сига. Он указывал на возможность влияния неежегодности нереста у сига в чередовании годов быстрого и медленного роста самцов и самок. В нашем случае это можно проследить только у самок сига в 1996-1997 гг. с восьмого по десятый год жизни (табл.4) (хотя данные относятся лишь к единичным экземплярам). У сига в выборке 2011 г. чередования годов быстрого и

медленного роста не наблюдается. Это, возможно, связано со снижением продолжительности жизни сига и тем, что большая часть участвующих в нересте (III-IV стадия развития гонад) экземпляров были впервые нерестящимися.

Таблица 7

Сравнение темпа линейного роста нерестящихся (III, IV стадии зрелости) и не нерестящихся (II, II-III стадия зрелости) малотычинковых сигов *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в разном возрасте (выборки 1996-1997 и 2011 гг.)

Показатели	Стадия зрелости	Расчисленная длина рыб AC, мм								Наблюдаемая длина AC, мм	n, экз.
		l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Возраст 5+	Выборка 1996-1997 гг.										
Самцы	II	62.8±4.7	107.5±30	150.2±2.2	186.8±2.4	222.5±2.9	9.0±0.7	-	-	252.5±7.3	11
	III, IV	67.5±3.1	121.0±3.8	167.7±4.5	215.7±3.9	249.9±2.4	10.3±1.1	-	-	286.1±6.2	8
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (t, P)	+4.7 (t = 0.72)	+13.5 (t = 2.79 , P> 0.5)	+17.5 (t = 3.49 , P> 0.9)	+28.9 (t = 6.31 , P> 0.99)	+27.4 (t = 7.28 , P> 0.99)	+1.3 (t = 0.61)	-	-	+33.6 (t = 3.51 , P> 0.9)	-
Самки	II	75.4±4.5	116.6±3.4	160.7±4.0	198.7±2.7	234.4±1.2	8.4±1.2	-	-	264.3±5.8	9
	III, IV	58.0	106.3	183.6	222.3	270.6	10.0	-	-	290.0	1
	$\Delta L_{III-IV-II}$	-17.4	-10.3	+22.9	+23.6	+36.2	+1.6	-	-	+25.7	-
Возраст 6+											
Самцы	II	75.9±3.5	118.6±3.7	159.1±3.8	197.1±4.5	225.4±3.6	258.3±1.7	7.0±0.9	-	278.5±5.6	4
	III, IV	63.3±4.3	116.4±4.2	161.7±3.5	197.3±2.5	235.2±4.3	262.9±2.2	7.0±0.5	-	286.4±8.5	5
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (t)	-12.6 (t = 2.27)	-2.2 (t = 0.39)	+2.6 (t = 0.50)	+0.2 (t = 0.04)	+9.8 (t = 1.74)	+4.3 (t = 1.65)	-	-	+7.9 (t = 0.78)	-
Самки	II	59.2±2.6	108.3±5.7	143.7±3.5	174.3±2.9	213.6±5.1	244.8±3.8	9.1±1.2	-	278.6±5.7	7
	III, IV	56.6±6.0	103.9±2.2	144.0±2.3	191.3±10.8	227.7±6.0	264.6±9.0	8.3±0.6	-	284.5±13.3	4
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (t)	-2.6 (t = 0.0)	-4.4 (t = 0.2)	+0.3 (t = 0.9)	+17.0 (t = 1.2)	+14.1 (t = 1.9)	+19.8 (t = 2.3)	-0.8 (t = 0.60)	-	+5.9 (t = 0.41)	-

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Возраст 4+	Выборка 2011 г.										
Самцы	II	65.1±4.1	120.1±3.9	183.0±3.6	233.8±3.5	7.7±2.1	-	-	-	270.1±6.9	14
	III, IV	77.0±4.7	131.0±0.9	205.9±10.9	265.4±11.5	8.5±1.3	-	-	-	275.3±11.7	4
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (<i>t, P</i>)	+11.9 (<i>t</i> = 1.91)	+10.9 (<i>t</i> = 228 , <i>P</i> > 0.5)	+23 (<i>t</i> = 2.00)	+31.6 (<i>t</i> = 263 , <i>P</i> > 0.5)	+0.3 (<i>t</i> = 0.23)	-	-	-	+5.2 (<i>t</i> = 0.38)	-
Возраст 5+											
Самцы	II	58.1±4.8	100.9±2.6	152.4±3.9	203.2±4.3	251.5±2.6	6.6±1.2	-	-	278.8±8.2	11
	III, IV	63.1±1.2	117.5±5.3	160.6±6.2	208.9±4.6	257.4±6.9	7.6±1.0	-	-	279.0±12.4	5
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (<i>t, P</i>)	+11.9 (<i>t</i> = 1.91)	+16.6 (<i>t</i> = 2.81 , <i>P</i> > 0.5)	+8.2 (<i>t</i> = 1.12)	+8.2 (<i>t</i> = 1.12)	+5.9 (<i>t</i> = 0.80)	+1.1 (<i>t</i> = 0.74)	-	-	+0.2 (0.01)	-
Самки	II	65.1±5.6	114.6±3.9	174.8±4.6	231.8±4.9	277.8±4.3	6.4±1.3	-	-	304.4±11.6	10
	III, IV	83.4	139.0	185.3	240.9	287.2	7.0	-	-	315.0	1
	$\Delta L_{III-IV-II}$	+18.3	+24.4	+10.5	+9.1	+9.4	+0.6	-	-	+10.6	-
Возраст 6+											
Самки	II	72.4±8.3	119.7±5.6	163.7±1.9	219.3±3.7	266.5±3.1	313.2±5.1	5.8±0.9	-	321.8	8
	III, IV	64.8±7.1	113.1±6.5	165.3±5.4	212.8±6.1	260.8±4.9	298.4±2.6	7.8±1.6	-	331.7±16.2	6
	$\Delta L_{III-IV-II}$ (<i>t, P</i>)	-7.6 (<i>t</i> = 0.70)	-6.6 (<i>t</i> = 0.77)	+1.4 (<i>t</i> = 0.28)	-6.5 (<i>t</i> = 0.98)	-5.7 (<i>t</i> = 0.98)	-14.8 (<i>t</i> = 2.59 , <i>P</i> > 0.5)	+1.2 (<i>t</i> = 0.65)	-	+9.9 (<i>t</i> = 0.49)	-

ПРИМЕЧАНИЯ. ΔL – разность между линейными показателями нерестящихся (III, IV стадии зрелости) и нерестящихся (II стадия зрелости) малотычинковых сигов плеса Бабинская Имандра в 1996-97 и 2011 гг.; *t* – коэффициент Стьюдента; *P* – область значений; жирным выделены достоверные различия; жирным курсивом выделено среднее количество склеритов, которое образовалось в текущем году.

При исследовании впервые нерестящихся сигов обеих выборок была выявлена закономерность: чем выше темпы роста рыб, тем в более раннем возрасте они созревают (табл.7, рис.7а, б). Наблюдаемая зависимость является одной из форм связи между темпом роста и скоростью полового созревания, описанная у рыб в природных условиях (Никольский, 1963, 1965; Лапин, Юровицкий, 1959; Земская, 1964; Решетников, 1966; Кошелев, 1971; Trudel et al., 2000). Причем нерестящиеся самцы в возрасте 5+ и 6+ из выборки 1996-1997 гг. имели примерно одинаковые средние годовые приросты в первые три года (табл.8), больший прирост в возрасте 5+ наблюдался у самцов на 4-м году жизни. У нерестящихся самок этой выборки большие приросты в возрасте 5+ относительно возраста 6+ наблюдались только начиная с 3-го годовалого возраста (табл.8).

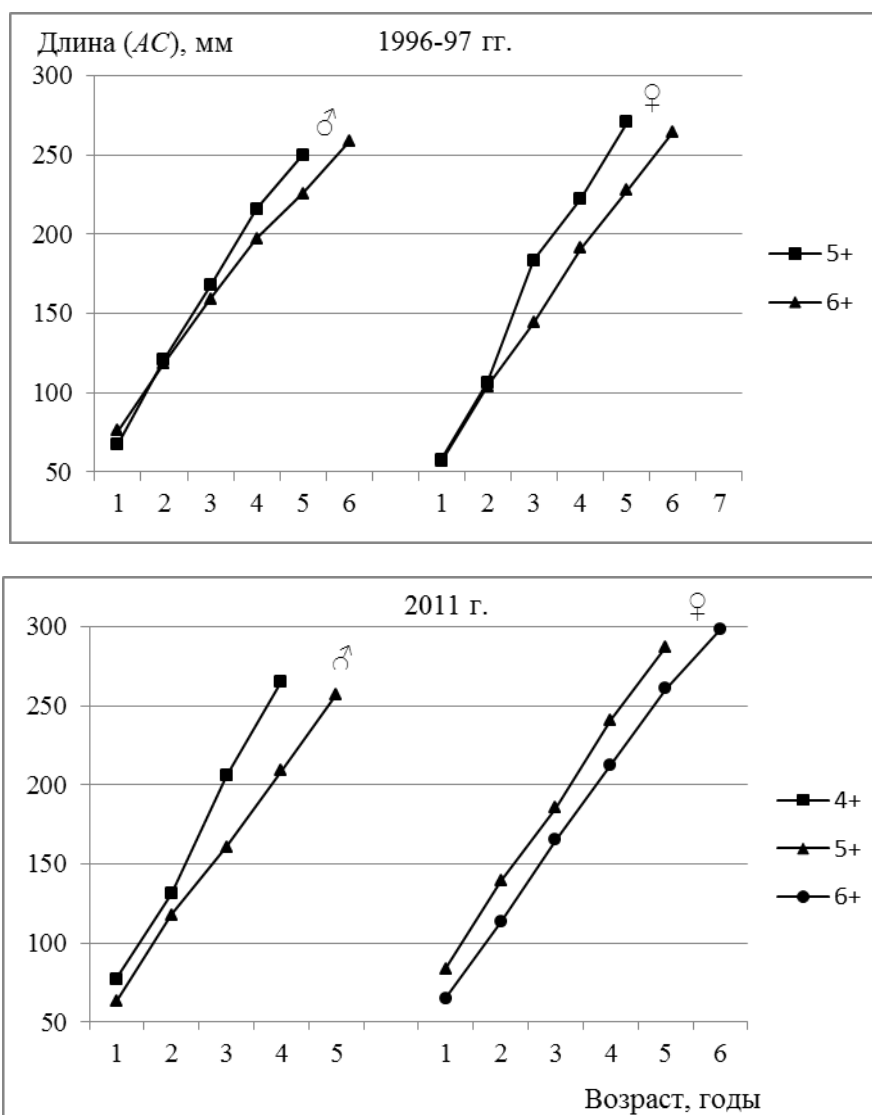


Рис.7. Рост нерестящихся малотычинковых сигов *C. lavaretus lavaretus* разного возраста плеса Бабинская Имандра в 1996-1997 и 2011 гг.

Нерестящиеся самцы из выборки 2011 г. в возрасте 4+ относительно возраста 5+ имели большие годовые приросты практически на протяжении всей жизни (табл.8); самкам выборки в возрасте 5+ относительно возраста 6+ были характерны большие годовые приросты в первые два года жизни, а также на 4-м году.

Таблица 8

Удельная скорость роста C_l и средние годовые приросты (мм) нерестящихся самцов и самок малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинской Имандры в 1996-1997 и 2011 гг.

Возраст, годы	Самцы				Самки			
	5+ (8)		6+ (5)		5+ (1)		6+ (4)	
	C_l	прирост	C_l	прирост	C_l	прирост	C_l	прирост
1996-1997 гг.								
1	0.58	67.5	0.61	63.3	0.61	58.0	0.61	56.6
2	0.33	53.5	0.33	53.1	0.55	48.3	0.33	47.3
3	0.25	46.7	0.20	45.3	0.19	77.3	0.28	40.1
4	0.15	48.0	0.18	35.6	0.20	38.7	0.17	47.3
5	-	34.2	0.11	37.9	-	48.3	0.15	36.4
6	-	-	-	27.7	-	-	-	36.9
2011 г.								
	4+ (4)		5+ (5)		5+ (1)		6+ (6)	
1	0.53	77.0	0.62	63.1	0.51	83.4	0.56	64.8
2	0.45	54.0	0.31	54.4	0.59	55.6	0.38	48.3
3	0.25	74.9	0.26	43.1	0.26	46.3	0.25	52.2
4	-	59.5	0.21	48.3	0.18	55.6	0.20	47.5
5	-	-	-	48.5	-	46.3	0.13	48.0
6	-	-	-	-	-	-	-	37.6

ПРИМЕЧАНИЕ. В скобках представлено количество экземпляров.

Состояние организмов рыб. Оценка особенностей роста рыб тесно связана с состоянием организма (Моисеенко, 1983; Кашулин и др., 1999; Кашулин, 2004). У рыб озера Имандра, испытывающего многофакторное антропогенное воздействие, как правило, развиваются специфические внешние и внутренние патологические трансформации, интенсивность проявления которых зачастую носит дозозависимый характер. Для наименее загрязненной акватории Бабинской Имандры, несмотря на относительное благополучие в состоянии рыб в 1970-х гг., к 1990-м гг. был зафиксирован рост встречаемости патологий у рыб и значительное снижение в уловах числа здоровых особей. Патологии касались главным образом печени (69%) и почек (38%) (рис.8).

В 2011 г. наблюдается значительное снижение интенсивности патологических изменений внутренних органов и тканей рыб. Нами не было выявлено серьезных патологий жизненно важных органов, отмечаемых в предыдущие годы (Антропогенные..., 2002; Крючков и др., 1985; Моисеенко, Яковлев, 1990). Встречаемость патологий почек не превышает 5%, а изменения, связанные с окраской и формой печени, сократились до 30% (рис.8). Патологии печени и почек сига носят начальный характер. По-видимому, снижение

выраженности и частоты встречаемости патологий сигов Бабинской Имандры отражает уменьшение техногенной нагрузки на оз.Имандра за счет общего снижения интенсивности промышленного производства в конце прошлого столетия и усиления мер по минимизации воздействий на природные среды промышленными предприятиями.

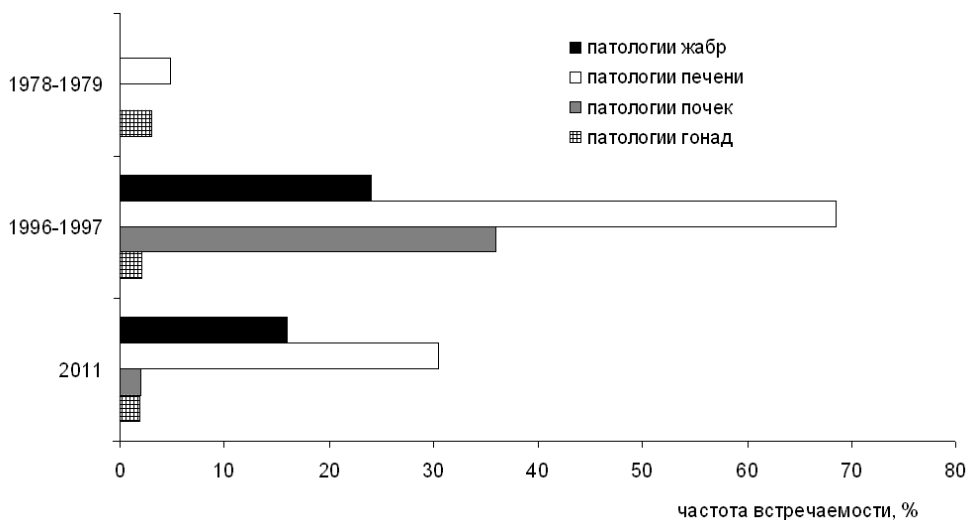


Рис.8. Динамика частоты встречаемости патологий внутренних органов малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинской Имандры с 1978 по 2011 гг.

Ретроспективный анализ содержания тяжелых металлов в организмах рыб. Тяжелые металлы (ТМ), присутствующие в водной среде, как правило, находятся в гораздо меньших концентрациях, чем в организмах гидробионтов. Вместе с тем, даже при незначительных количествах ТМ в воде при постоянном взаимодействии среды и организма происходит их непрерывное концентрирование в его органах и тканях. При этом, чем крупнее организм и чем выше его продолжительность жизни, тем закономерно более высокие уровни накопления металла могут отмечаться в нем. Таким образом, рыбы пресноводных экосистем являются наиболее подходящими объектами при изучении процессов загрязнения пресноводных экосистем тяжелыми металлами.

Несмотря на то, что приоритетными загрязняющими веществами на территории Мурманской обл. являются медь и никель, влияние других не менее токсичных тяжелых металлов на пресноводные экосистемы также остается весьма серьезной проблемой. Интенсивное накопление ТМ в пресноводных экосистемах региона, как правило, приурочено к крупным промышленным объектам. Однако распространение загрязняющих веществ, в том числе и тяжелых металлов, обусловлено процессами аэротехногенного загрязнения, в результате чего их токсическому влиянию подвержена обширная территория, охватывающая практически все водоемы Мурманской обл. и приграничных районов Норвегии и Финляндии (State..., 2007). Нами было показано, что уровни накопления ряда ТМ в органах и тканях рыб Мурманской обл. зачастую сопоставимы у рыб, обитающих как вблизи источников загрязнения, так и расположенных в так называемых фоновых условиях (на удалении более 400 км)

(Терентьев, 2005; Терентьев, Кашулин, 2005; Kashulin et al., 2011). Поскольку оз.Имандра подвержено влиянию многофакторного антропогенного воздействия на протяжении многих десятилетий, как целостная экосистема оно испытывает градиентную нагрузку даже в самых удаленных от промышленных центров участках его акватории, в том числе и тяжелыми металлами.

На основе материалов предыдущих исследований и современных данных о содержании ТМ в органах и тканях обыкновенного сига Бабинской Имандры нами был проведен сравнительный анализ и выявлены закономерности накопления Ni, Cu, Zn, Mn, Sr в рыбах данного вида за продолжительный период – 1980-е гг. и по настоящее время (табл.9).

Таблица 9

Содержания (среднее значение) тяжелых металлов (мкг/г сух. веса) в органах малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг.

Период	Ni	Cu	Zn	Mn	Sr
Мышцы					
1980-е	0.6(0.3-1.1)	1.6(0.4-4.5)	37(5-51)	0.8(0.5-1.2)	7.5(2.3-14.0)
2011	0.8 (0.6-1.3)	0.8(0.58-1.29)	21(16-28)	1.9(0.78-6.53)	14.4(1.2-26.9)
Печень					
1980-е	1.2(0.8-1.7)	66(34-92)	176(139-214)	9.9(6.4-13.0)	4.1(1.6-10.0)
2011	1.3(0.4-2.6)	47(5-95)	230(55-434)	8.8(1.8-19.1)	2.3(0.2-8.0)
Почки					
1980-е	11.5(0.6-23.0)	11.0(6.4-19.0)	322(204-580)	7.3(2.3-18.0)	8.5(6.0-16.0)
2011	4.7(1.8-13.4)	8.1(2.7-13.1)	278(122-807)	4.8(1.4-19.3)	6.6(2.2-15.2)
Жабры					
1980-е	2.6(0.5-8.4)	3.7(2.0-4.9)	1521(634-2410)	35(28-47)	91(91-126)
2011	2.1(1.2-3.1)	2.1(1.4-6.3)	388(75-1187)	16(6-56)	126(3-171)
Скелет					
1980-е	5.3(4.4-6.1)	4.0(1.3-10.0)	430(143-892)	78(50-116)	455(268-623)
2011	5.5(3.3-12.5)	2.1(0.8-4.6)	148(82-227)	25(15-40)	529(276-857)

ПРИМЕЧАНИЕ. В скобках указаны пределы варьирования.

Никель. Накопление данного элемента в органах и тканях сига происходит неравномерно. Минимальные содержания никеля отмечались в мышечной ткани (менее 0.6 мкг/г сухого веса) и печени (1.2 мкг/г) (рис.9). Наиболее интенсивно никель концентрируется в скелете и почках рыб (органы-мишени), в которых обменные процессы проходят более интенсивно. У отдельных особей содержание никеля в почках в 1980-х гг. достигало 23 мкг/г (табл.9). У рыб современной популяции эти показатели не превышают 13.4 мкг/г. Рассматривая различия в накоплении никеля в органах сига за различные периоды исследований, можно отметить незначительное увеличение его концентраций в мышцах, печени и скелете рыб в настоящее время, однако указанные различия статистически недостоверны. Наиболее показательным в историческом масштабе является сравнение содержаний никеля именно в органе-мишени. При сопоставлении показателей накопления никеля в почках сига отмечается значительное снижение его накопления у рыб в настоящее время по сравнению с данными 1980-х гг. Очевидно, это свидетельствует об общем снижении аэротехногенной нагрузки никеля на акваторию плеса за последние десятилетия.

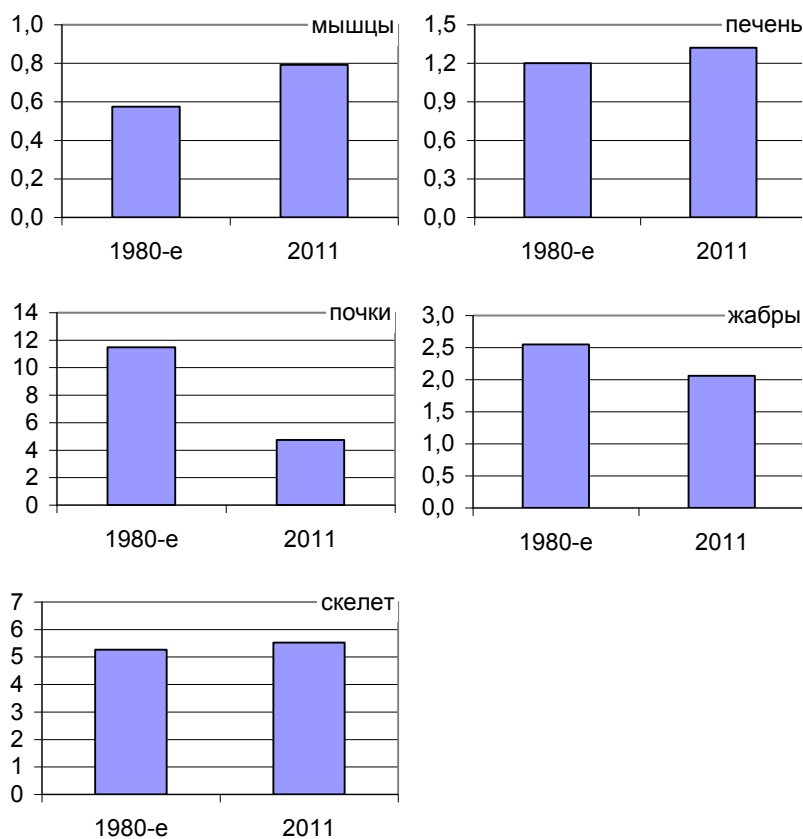


Рис.9. Содержание никеля в органах малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг. (мкг/г сух. веса)

Медь. Для данного элемента, являющегося, как и никель, приоритетным загрязняющим веществом региона, в целом для всех рассматриваемых органов было отмечено снижение содержания в организмах рыб по сравнению с предыдущими результатами (рис.10). Уровни накопления металла варьировали значительно. Если минимальные содержания меди составляли 0.4-2 мкг/г сухого веса (мышцы, жабры, скелет), то в печени сига были зарегистрированы концентрации меди 92-95 мкг/г. Причем указанные величины были отмечены как у рыб в период исследований 1980-х гг., так и в настоящее время (табл.9). Однако число рыб с содержанием меди в печени более 30 мкг/г у рыб в 2011 г. было ниже. По-видимому, это связано с более интенсивным поступлением меди в воды оз.Имандра и его водосборный бассейн от предприятия «Североникель», расположенного на расстоянии около 50 км от акватории Бабинской Имандры. Следует отметить, что подобные содержания сопоставимы с показателями сига, обитающего в непосредственной близости от предприятия «Печенганикель» (приграничный район России, Норвегии и Финляндии) (Kashulin et al., 2011). Несмотря на снижение аэротехногенной нагрузки и уровней непосредственного поступления меди в оз.Имандра в виде стоков промышленного производства, содержание меди в организмах отдельных особей остается на достаточно высоком уровне. Это может свидетельствовать о значительном «токсическом»

потенциале» накопленных объемов ее поступления на водосборную территорию водоема и возможном высвобождении и включении в биологические циклы из донных отложений водоемов.

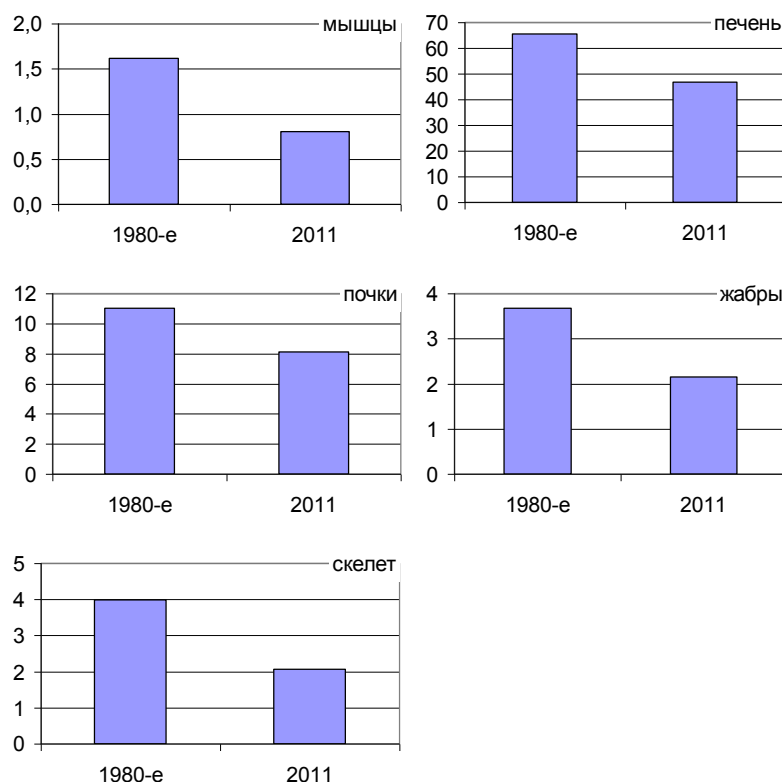


Рис.10. Содержание меди в органах малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг. (мкг/г сухого веса)

Цинк. Среди рассматриваемых элементов концентрации цинка в органах и тканях сига достигали самых высоких абсолютных показателей. Накопление цинка, как и меди, характеризуется значительным снижением в настоящее время. Аналогично процессам концентрирования других элементов в исследованных органах и тканях сига, минимальные уровни накопления цинка характерны для мышечной ткани, составляя в среднем 21-37 мкг/г сухого веса за весь период исследований (рис.11). Максимальные же величины (до 2410 мкг/г) отмечались в жабрах сига в 1980-х гг. (табл.9). Средние показатели содержания цинка в жабрах сига современной популяции значительно ниже (не превышают 400 мкг/г) по сравнению с аналогичными показателями предыдущих десятилетий. Очевидно, что антропогенная нагрузка цинка на акваторию Бабинской Имандры также значительно снизилась. Вместе с тем в печени и почках сига и в настоящее время регистрируются более высокие, чем в период 1980-х гг., содержания цинка, что также может быть связано с постоянным притоком цинка с территории водосбора озера и из донных отложений. Кроме того, следует учитывать и миграционную активность отдельных особей, которые могут заходить в акваторию плеса с северной части оз.Имандра.

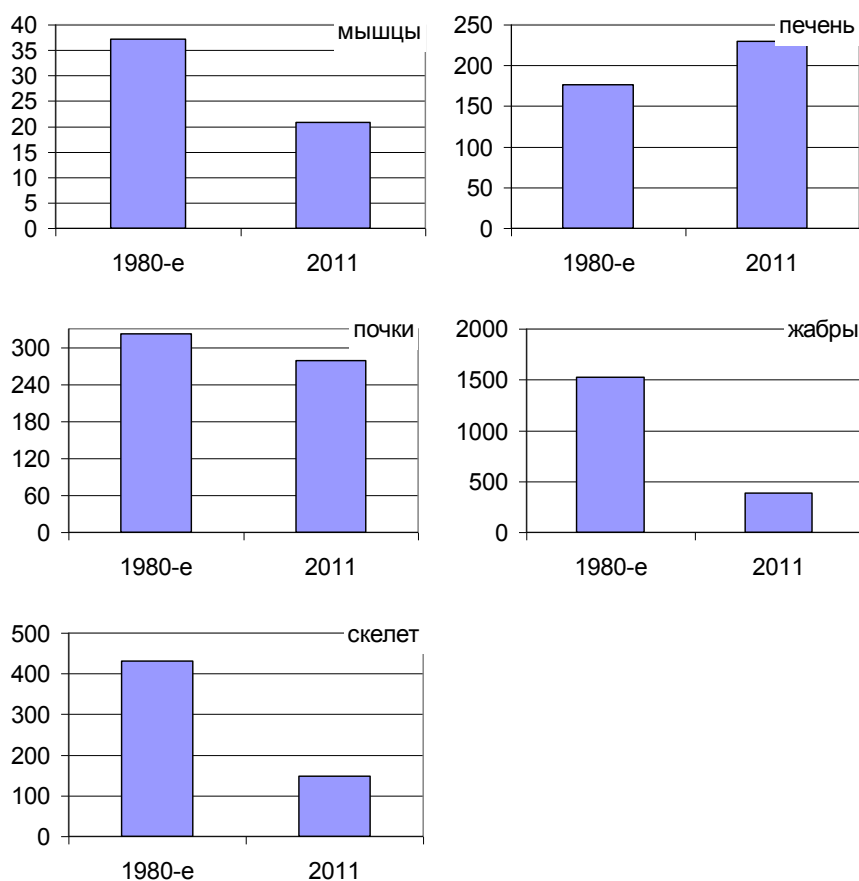


Рис.11. Содержание цинка в органах малотычинкового сига *C. lavaretus* *lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг. (мкг/г сух. веса)

Марганец. В характере накопления марганца в анализируемых органах сига были отмечены аналогичные цинку закономерности. В целом, за исключением мышечной ткани, отмечено значительное снижение его содержания в 2011 г. (рис.12). Минимальные показатели марганца в мышцах сига не превышали 0.5 (1980-е гг.) и 0.8 (2011 г.) мкг/г сухого веса. В органах, где накопление марганца было наиболее высоким, зафиксировано практически двух- (жабры) и трехкратное (скелет) снижение его содержания у рыб в 2011 г. (табл.9). Таким образом, по результатам сравнительного анализа также можно судить о снижении антропогенной нагрузки марганца на акваторию исследованного плеса оз.Имандра.

Стронций. В накоплении данного элемента не наблюдалось строгих закономерностей, однако, судя по органам, в которых его содержание достигает наиболее высоких значений (скелет, жабры), можно судить об увеличении нагрузки данного элемента на гидробионтов Бабинской Имандры по сравнению с 1980-ми гг. (рис.13). Средние величины накопления марганца в мышцах, печени и почках за весь рассматриваемый период варьировали в пределах 2.3-14.4 мкг/г сухого веса, а в жабрах и скелете эти величины составили 91-529 мкг/г

соответственно (табл.9). Причем в указанных органах наиболее высокие максимальные показатели содержания элемента достигали 171 и 857 мкг/г и были отмечены у рыб в настоящее время. Общая нагрузка стронция на организмы рыб и в целом на водосборный бассейн в настоящее время, по-видимому, определяется процессами атмосферного переноса данного элемента и может быть связана с усилением процессов глобального загрязнения.

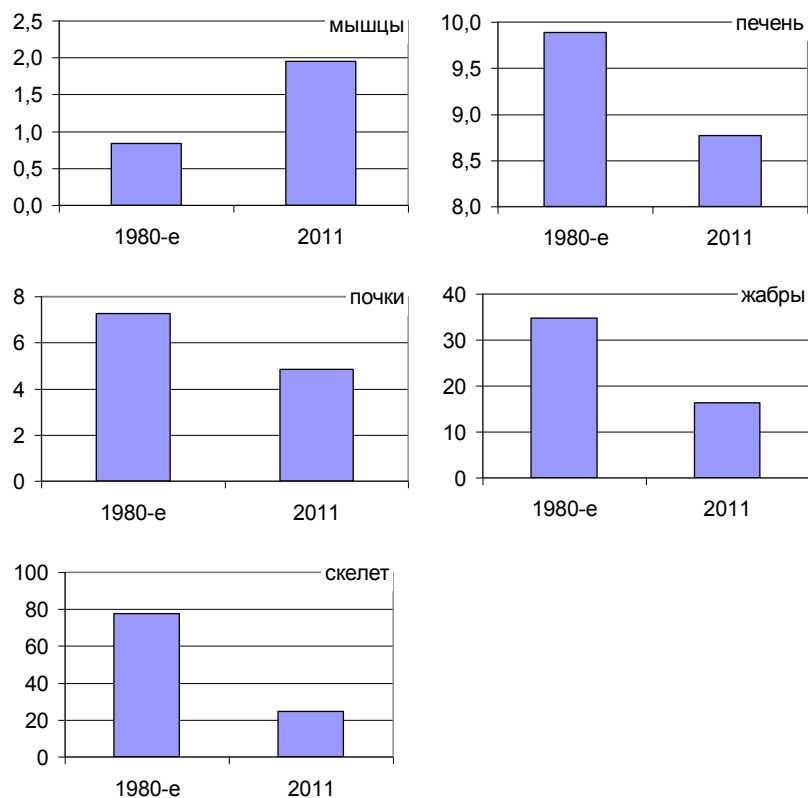


Рис.12. Содержание марганца в органах малотычинкового сига *C. lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг. (мкг/г сух. веса)

При исследовании уровней накопления тяжелых металлов на организмы рыб наиболее показательной является оценка их содержания в органах-мишенях, или индикаторах, в которых происходит максимальное концентрирование элементов. Среди рассматриваемых тяжелых металлов, за исключением стронция, на основании их накопления в указанных органах была выявлена четкая закономерность, характеризующаяся в снижении содержаний металлов в рыбах по мере исторического развития водоема (рис.14). Следует особо отметить, что за весь период наблюдений как в 1980-е гг., так и в настоящее время отмечено значительное варьирование содержания элементов в одних и тех же органах у различных экземпляров рыб. У отдельных организмов сига отмечаются особенно высокие и явно выбивающиеся из общего ряда величины содержаний металлов, что выражается в достаточно масштабных пределах стандартных ошибок и отклонений от среднего (рис. 14, табл.9).

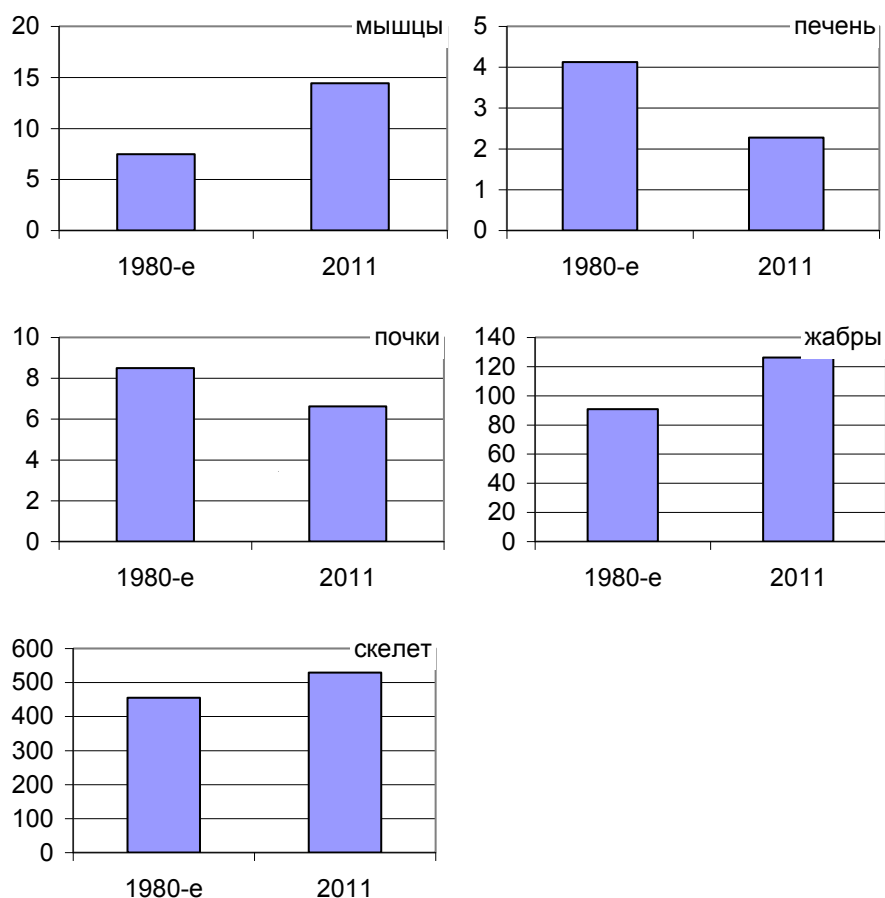


Рис.13. Содержание стронция в органах малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 гг. (мкг/г сух. веса)

Такие «экстремальные» значения отмечаются у рыб практически во всех водоемах региона, и их нельзя объяснить ошибкой химического анализа. Причины подобных явлений, вероятно, связаны с высокой миграционной активностью рыб, индивидуальными особенностями организмов, особенностями питания. В пределах исследованной акватории наиболее часто повышенные содержания металлов отмечены у сига, обитающего вблизи о.Хорт и открытой части Бабинской Имандры, нежели у рыб, отобранных в губе Кунчост. Вероятно, сигов указанной губы можно рассматривать как некую относительно изолированную от остальной части плеса озера группировку. При изучении особенностей накопления металлов в органах рыб плеса Бабинская Имандра необходимо также учитывать благоприятные условия для нагула рыб в губе Молочной, связанные с функционированием форелевого комплекса и постоянным притоком подогретых вод Кольской АЭС, обеспечивающих более мягкий температурный режим. Указанные условия могут обуславливать достаточно продолжительное пребывание сига практически со всей акватории рассматриваемого плеса в пределах губы Молочной. Следствием этого могут быть более высокие уровни накопления тяжелых металлов у отдельных особей, отмеченных нами в выборке.

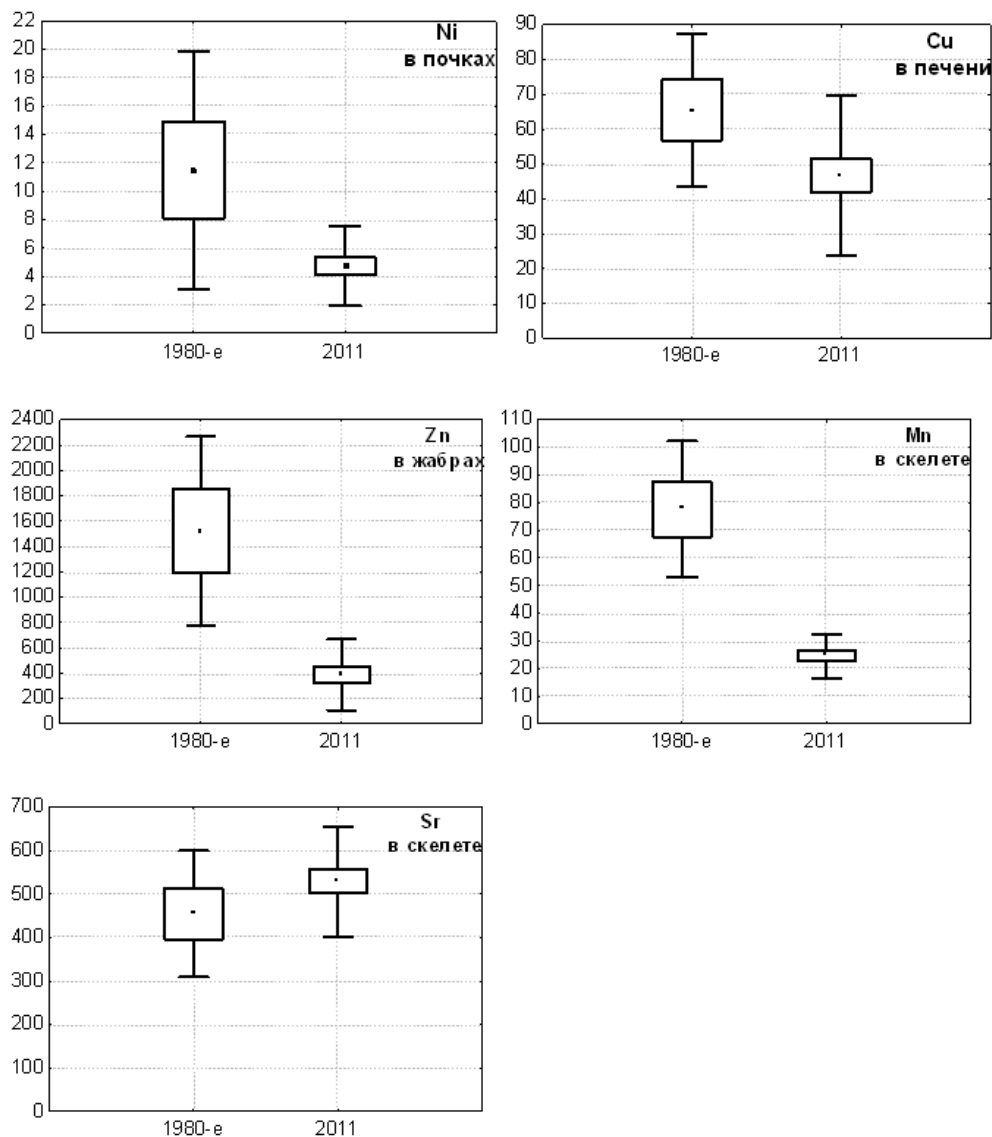


Рис.14. Содержание тяжелых металлов в органах-мишенях малотычинкового сига *C. lavaretus lavaretus* плеса Бабинская Имандра в 1980-х и 2011 г. ($\mu\text{кг/г}$ сух. веса)

Заключение

У малотычинкового сига плеса Бабинская Имандра в выборке 2011 г., в результате снижения техногенной нагрузки на оз.Имандра отмечается увеличение темпа роста по сравнению с 1996-1997 гг. Большие приросты наблюдаются здесь с первого по шестой год жизни, что является возможной причиной снижения количества возрастных групп в преднерестовых скоплениях сига от 10+ до 7+ с преобладанием рыб моложе шести лет. Это может быть также связано с высокой промысловой нагрузкой на оз.Имандра и изъятием

более крупных особей (Лукин и др., 2006; Решетников и др., 2011), что, в свою очередь, приводит к изменению темпа роста сига (Решетников, 1980).

В результате увеличения темпа роста у сегов в последнее десятилетие наблюдается смещение полового созревания самцов и самок на более ранний возраст (по сравнению с 1996-1997 гг.) с достижением оптимальных линейных размеров у впервые нерестящихся рыб. Было выявлено, что для впервые нерестящихся сегов более высокие темпы роста приводят к более раннему возрасту вступления в нерестовое стадо.

Установлено, что с общим увеличением темпов роста малотычинкового сига в настоящее время период его замедления у отдельных самцов и самок наступает со смещением на шестой и седьмой год жизни соответственно, в отличие от ситуации 1996-1997 гг., где снижение роста у обоих полов наблюдалось на восьмой год жизни. Показано, что снижение темпа роста рыб за исследуемый период происходит после массового нереста сегов.

Анализ уровней накопления тяжелых металлов в органах и тканях сига исследованного района выявил общую закономерность к снижению их содержания в настоящее время, что может свидетельствовать о значительном уменьшении аэротехногенной и непосредственной (связанной со стоками предприятий) нагрузки ТМ на акваторию Бабинской Имандры.

Содержание ряда металлов в отдельных органах сегов современной популяции свидетельствует о сохраняющемся «токсическом резерве» тяжелых металлов, накопленных на территории водосбора и седиментах водоема.

Открытость исследованного плеса и связь с системой оз.Имандра обуславливает миграцию рыб из более загрязняемых частей озера, что проявляется в отдельных «экстремальных» величинах накопления ТМ в исследованных органах.

На современном этапе функционирования крупнейшего водоема Мурманской обл. в условиях существующей антропогенной нагрузки Бабинская Имандра может рассматриваться как фоновый район при оценке состояния экосистемы оз. Имандра. При этом наиболее узко локализованным фоновым участком при изучении накопления тяжелых металлов в органах и тканях рыб исследованного плеса можно считать губу Кунчаст.

Литература

Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / отв. ред. Т.И.Моисеенко. – М.: Наука, 2002. – 403 с.

Богданов Г.А. О некоторых закономерностях линейного роста мелкой сельди Кандалакшского залива / Г.А.Богданов // Закономерности динамики численности рыб Белого моря и его бассейна. – М.: Наука, 1966. – С.29-43.

Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам / В.Л.Брюзгин. – Киев: Наукова думка, 1969. – 188 с.

Вовк Ф.И. О методике реконструкции рыб по чешуе / Ф.И.Вовк // Труды биол. станции «Борок» АН СССР. – 1956. – Вып. 2. – С.351-392.

Галкин Г.Г. Атлас чешуи пресноводных костистых рыб / Г.Г.Галкин // Известия Всесоюз. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. – 1958. – Т. 46. – 105 с.

Галкин Г.Г. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области / Г.Г.Галкин, А.А.Колушев, В.В.Покровский // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. – С.177-193.

Дгебуадзе Ю.Ю. Экологические закономерности изменчивости роста рыб / Ю.Ю.Дгебуадзе. – М.: Наука, 2001. – 276 с.

Замахаев Д.Ф. К вопросу о влиянии роста первых лет жизни рыбы на последующий ее рост / Д.Ф.Замахаев // Труды ВНИРО. – 1964. – Т. 50. – С.109-141.

Земская К.А. Методика изучения биологических свойств популяций рыб и их изменений / К.А.Земская // Труды ВНИРО. – 1964. – Т. 50. – С.39-44.

Зиновьев Е.А. Методы исследования пресноводных рыб: уч. пособие / Е.А.Зиновьев, С.А.Мандрица; Пермский гос. ун-т. – Пермь, 2003. – 113 с.

Кашулин Н.А. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения / Н.А.Кашулин. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2004. – 130 с.

Кашулин Н.А. Рыбы пресноводных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения / Н.А.Кашулин, А.А.Лукин, П.А.Амундсен. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999. – 142 с.

Кашулин Н.А. Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Евро-Арктического региона / Н.А.Кашулин и [др.] // Труды Кольского научного центра РАН. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2012. – Вып. 1. – С.6-53.

Коротаева С.Э. Эколого-популяционные особенности хариусов Приуралья: автореферат дис. ... канд. биол. наук / С.Э.Коротаева. – Пермь: Пермский гос. ун-т, 2003. – 23 с.

Кошелев Б.В. Некоторые закономерности роста и времени наступления первого икротетания у рыб / Б.В.Кошелев // Закономерности роста и созревания рыб. – М.: Наука, 1971. – С.186-218.

Крючков В.В. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья / В.В.Крючков, Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Апатиты: КФ АН СССР, 1985. – 132 с.

Лапин Ю.Е. О внутривидовых закономерностях созревания и динамики плодовитости у рыб / Ю.Е.Лапин, Ю.Г.Юровицкий // Журнал общей биологии. – 1959. – Т. 33, № 6.

Лукин А.А. Влияние промысла на состояние популяций сига *Coregonus lavaretus* L. в оз.Имандра / А.А.Лукин, Ю.Н.Шарова, Б.Ф.Прищепа // Вопросы ихтиологии. – 2006. – Т. 46, № 5. – С.383-391.

Мина М.В. Рост животных / М.В.Мина, Г.А.Клевезаль. – М.: Наука, 1976. – 291 с.

Михеев П.Б. Рост и некоторые биологические показатели нижнеамурского хариуса *Thymallus tugarinae* (Thymallidae) из рек Кур и Нижняя Патха (Хабаровский край) / П.Б.Михеев // Пресноводные экосистемы р.Амур. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – С.268-279.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. – Л: Наука, 1990. – 219 с.

Моисеенко Т.И. Влияние аэротехногенного загрязнения на водный бассейн озер Субарктики и рыб / Т.И.Моисеенко и [др.] // Экология. – 1998. – № 2. – С.109-115.

Моисеенко Т.И. Влияние на рыб загрязнения субарктического водоема (на примере оз.Имандра): дисс. ...канд. биол. наук / Татьяна Ивановна Моисеенко. – Л.: ГосНИОРХ, 1983. – 228 с.

Моисеенко Т.И. Закисление и загрязнение тяжелыми металлами поверхностных вод Кольского Севера / Т.И.Моисеенко. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1991. – 47 с.

Моисеенко Т.И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод / Т.И.Моисеенко // Экология. – 2002. – № 1. – С.50-60.

Моисеенко Т.И. Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории Шварца) / Т.И.Моисеенко // Экология. – 2000. – № 6. – С.463-313.

Моисеенко Т.И. Патологии рыб в загрязняемых водоемах Субарктики и их диагностика / Т.И.Моисеенко, А.А.Лукин // Вопросы ихтиологии. – 1999. – Т. 39, № 4. – С.535-547.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики / Т.И.Моисеенко. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. – 261 с.

Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб / Г.В.Никольский. – М.: Наука, 1965. – 380 с.

Никольский Г.В. Экология рыб / Г.В.Никольский. – М.: Высш. шк. – 1963. – 368 с.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб / И.Ф.Правдин. – М.: Пищ. пром-ть, 1966. – 376 с.

Решетников Ю.С. Динамика рыбной части сообщества в изменяющихся условиях обитания (на примере оз.Имандра) / Ю.С.Решетников, В.Г.Терещенко, А.А.Лукин // Рыбное хозяйство. – 2011. – № 6. – С.48-51.

Решетников Ю.С. Особенности воспроизводства сиговых рыб / Ю.С.Решетников, В.Д.Богданов // Вопросы ихтиологии. – 2011. – Т. 51, № 4. – С.502-525.

Решетников Ю.С. Особенности роста и созревания сигов в водоемах Севера / Ю.С.Решетников // Закономерности динамики численности рыб Белого моря и его бассейна. – М.: Наука, 1966. – С.93-155.

Решетников Ю.С. Функционирование и восстановление северных экосистем / Ю.С.Решетников, О.А.Попова // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: сборник научных статей. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2012. – Ч. 1. С.219-24.

Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб / Ю.С.Решетников. – М.: Наука, 1980. – 301 с.

Рихтер Г.Д. Обзор работы Имандровской экспедиции за 1924-1926 гг. / Г.Д.Рихтер. – Л.: Изд. упр. Мурман. ж.д., 1927. – 136 с.

Рихтер Г.Д. Очерки исследований оз.Имандра / Г.Д.Рихтер // Работы Мурманской биологической станции. – Мурманск. – 1926. – Т.2. – С.32-68.

Смирнов В.В. Формирование годовых зон роста на чешуе байкальского омуля *Coregonus autumnalis migratorius* / В.В.Смирнов, Н.С.Смирнова-Залуми // Вопросы ихтиологии. – 1993. – Т. 33, № 1. – С.121-129.

Терентьев П.М. Особенности динамики популяций рыб в водоемах Кольского Севера в условиях их аэротехногенного загрязнения: автореферат дис. ... канд. биол. наук / П.М.Терентьев. Петрозаводск, 2005. – 28 с.

Терентьев П.М. Особенности сезонной динамики накопления тяжелых металлов в организмах рыб в условиях аэротехногенного загрязнения / П.М.Терентьев, Н.А.Кашулин // Комплексность использования минерально-сырьевых ресурсов основа повышения экологической безопасности региона: сборник материалов II школы молодых ученых и специалистов. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2005. – С.129-138.

Терентьев П.М. Современное состояние ихтиофауны Бабинской Имандры / П.М.Терентьев, Н.А.Кашулин // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: сборник научных статей. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2012. – С.235-239.

Чернова О.Ф. Архитектоника чешуи костистых рыб и ее диагностическое значение / О.Ф.Чернова, Ю.Ю.Дгебуадзе. – М.: Наука, 2008. – 136 с.

Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб / Н.И.Чугунова. – М.: Изд-во АН СССР, 1959. – 164 с.

Шарова Ю.Г. Система воспроизводства сига *Coregonus lavaretus* в условиях многофакторного загрязнения / Ю.Г.Шарова, А.А.Лукин // Вопросы ихтиологии. – 2000. – Т. 40, № 3. – С.425-428.

Шмальгаузен И.И. Определение основных понятий и методика исследования роста / И.И.Шмальгаузен // Рост животных. – М.-Л., 1935. – С.8-60.

Siwertsson A. Temporal stability in gill raker numbers of subarctic European whitefish populations / A.Siwertsson, R.Knudsen, Per-Arne Amundsen // *Advanc. Limnol.* – 2008. – № 63. – P.229-240.

Kashulin N.A. Specific features of accumulation of Cu, Ni, Zn, Cd, and Hg in two whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) morphs inhabiting the Inari–Pasvik lacustrine–riverine system / N.A.Kashulin [et al.] // *Inland water biology.* – 2011. – V. 4, № 3. – P.383-392.

State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K.Stebel, G.N.Christensen, J.Derome and I.Grekelä (editors) // *The Finnish Environment.* – 2007. – Vol. 7. – 88 p.

Oosten J. Van. The whitefishes (*Coregonus clupeaformis*). A study of the scales of whitefishes of known ages / J. Van Oosten // *Zoologica.* – 1923. – V. II, № 17. – P.381-412.

Trudel M. Estimating food consumption rates of fish using a mercury mass balance model / M.Trudel // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 2000. – № 57. – P.414-428.

Сведения об авторах

Кашулин Николай Александрович

доктор биологических наук, заведующий лабораторией водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Kashulin N.A.

Dr. Sc. (Bio), Head of Water Ecosystem Laboratory of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Даувальтер Владимир Андреевич

доктор географических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Dauvalter V.A.

Dr. Sc. (Geography), Leading Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Денисов Дмитрий Борисович

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Denisov D.B.

PhD (Bio), Senior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Валькова Светлана Александровна

кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Valkova S.A.

PhD (Bio), Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Вандыш Оксана Ивановна

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Vandysh O.I.

PhD (Bio), Senior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Терентьев Петр Михайлович

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Terentjev P.M.

PhD (Bio), Senior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Черепанов Александр Александрович

младший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

Cherepanov A.A.

Junior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Зубова Елена Михайловна

младший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера
Кольского научного центра РАН

Zubova E.M.

Junior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola
Science Centre of the Russian Academy of Sciences

Горбачева Татьяна Алексеевна

младший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера
Кольского научного центра РАН

Gorbacheva T.A.

Junior Research Fellow of the Institute of North Industrial Ecology Problems of the Kola
Science Centre of the Russian Academy of Sciences