

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Программа отделения биологических наук
«Биологические ресурсы России:
фундаментальные основы рационального использования»
Санкт-Петербургский научный центр
ЗООЛОГИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ

ЭКОСИСТЕМА ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ: биологическое разнообразие и экологические проблемы

Под редакцией
академика РАН *А.Ф. Алимова*
доктора биологических наук *С.М. Голубкова*

Товарищество научных изданий КМК
Санкт-Петербург – Москва ❖ 2008

УДК 577.472

Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / Под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. — М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. — 477 с., ил.

В коллективной монографии обобщены результаты исследования динамики биологического разнообразия и изменений в закономерностях функционирования экосистемы эстуария реки Невы с первой половины прошлого века по современный период. Дано подробное описание сообществ организмов планктона, бентоса, рыб, птиц и тюленей восточной части Финского залива и Невской губы, а также гидрохимических, геоморфологических и гидрофизических параметров их среды обитания. Рассматриваются причины и следствия отрицательных изменений в экологическом состоянии и биологическом разнообразии эстуария реки Невы, на водосборе которого находится один из самых развитых регионов России. Показано, что резкое увеличение уровня антропогенной нагрузки на экосистему Финского залива, связанное с бурным экономическим развитием региона, в том числе, в связи с постоянно растущим транспортом энергоносителей, сочетается с неблагоприятным воздействием климатических факторов. Сделан вывод о необходимости разработки специальной стратегии управления экологическим состоянием эстуария реки Невы, учитывающим сложную динамику его экосистемы, под воздействием антропогенных и естественных факторов.

Книга рассчитана на специалистов, работающих в области экологии и природопользования, а также на широкий круг читателей интересующихся экологическими проблемами Финского залива.

Под редакцией
академика РАН *А.Ф. Алимова*
доктора биологических наук *С.М. Голубкова*

Рецензенты:
доктор биологических наук, профессор *В.В. Хлебович*
доктор биологических наук, профессор *Н.В. Максимович*

ISBN 978-5-87317-534-5

© Коллектив авторов, 2008
© Товарищество научных изданий
КМК, издание, 2008

ВВЕДЕНИЕ

Невский эстуарий самый большой из Балтийских эстуариев. Он поставляет 75% общего притока пресной воды в Финский залив и играет существенную роль в формировании баланса биогенов в северо-восточной части всего Балтийского моря. Река Нева, самая большая по расходу воды из рек впадающих в Балтийское море, имеет водосбор более 276 100 км². В её устье находится крупнейший на побережье Балтики мегаполис — г. Санкт-Петербург.

С 1964 г. лаборатория пресноводной и экспериментальной гидробиологии Зоологического института РАН проводит исследования в бассейне реки Невы и в её эстуарии. Результаты этих работ опубликованы в монографиях: «Загрязнение и самоочищение реки Невы» (1968), «Невская губа: гидробиологические исследования» (1987), «Экологическое состояние водоёмов и водотоков бассейна реки Невы» (1996), «Невская губа — опыт моделирования» (1997), «Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при ведении мониторинга биологических загрязнений на Финском заливе» (2005), а также в ряде статей. В этих работах «качество воды» рассматривается как одна из общепризнанных важных характеристик водоёма. Эта характеристика не является свойством H₂O, вода приобретает её только при взаимодействии с потребителем. Состояние водоёма считается наилучшим, если при минимуме затрат он выполняет некую социально-экономическую функцию, даже когда его другие полезные функции реализуются не полностью или деградируют. Экологическая интерпретация понятия «качества воды» предполагает такое использование водных ресурсов, при котором биологические ресурсы водоёмов возобновляются и приумножаются. Для экосистемы Невской губы и восточной части Финского залива в 90-е годы прошлого века был разработан «интегральный показатель качества вод», основанный на структурных характеристиках сообществ донных животных и позволяющий учитывать влияние загрязнения вод токсическими и органическими веществами (Балушкина, 1997).

По результатам исследований Зоологического института РАН, выполненным в первой половине 80-х годов прошлого века, было, в частности, показано, что строительство защитных от наводнения сооружений не приведёт к ухудшению качества вод в открытой части Невской губы. Отрицательные последствия строительства будут наблюдаться в основном в прибрежье и за пределами Невской губы, в восточной части Финского залива, где следует ожидать «цветение» воды в ос-

новном в курортном районе. Этот прогноз полностью подтвердился.

В связи с развернувшимся в последние годы строительством на территории эстуария р. Невы портовых сооружений, намыва новых территории вблизи устья р. Смоленки, строительством западного скоростного диаметра и другими работами, могущими и уже оказывающими воздействия, в ряде случаев отрицательные, на этот водоем, необходимо оценить его экологическое состояние и направления изменений в экосистемах эстуария. С этими целями и были проведены Зоологическим институтом гидробиологические исследования в эстуарии р. Невы. Кроме того, в представленную коллективную монографию были включены результаты работ на этой акватории специалистов из других учреждений (Российского государственного гидрометеорологического университета, Института озерадения РАН, Ботанического института РАН, Государственного научно-исследовательского института озерного и речного хозяйства, Всероссийского геологического института, ФГУНПП «Севморгео»). Впервые предпринята попытка качественной и количественной оценки воздействия хозяйственной деятельности на популяции птиц и млекопитающих.

Проведение исследований сотрудниками ЗИН РАН финансировались федеральной целевой программой «Мировой океан», грантом Президента РФ (НШ-5577.2006.4), программой ОБН РАН «Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами» и программой Президиума РАН «Научные основы сохранения биоразнообразия России», грантом РФФИ № 08-04-00101-а проектами СПб НЦ РАН и администрации СПб.). Результаты многолетних исследований в эстуарии р. Невы в апреле 2007 г. были доложены на заседании Президиума РАН и получили высокую оценку.

Благодарности. Легководолазный отбор проб и визуальные описания биотопов были выполнены Н.А. Ковальчуком (БИН РАН). Видовой состав *Oligochaeta* был определен И.Г. Ципленкиной; личинок насекомых: *Chironomidae* — Е.В. Балушкиной, *Trichoptera* — В.Г. Власовой; *Amphipoda* — Н.А. Березиной, Н.Л. Цветковой (ЗИН РАН) и О. Спиридо (АО ИО РАН); *Bryozoa* — В.И. Гонтарь (ЗИН РАН).

Авторы выражают искреннюю признательность Ю.И. Губелит за большую помощь при подготовке рукописи монографии к изданию, А.Н. Ширяеву и команде катера «Риск» за неоценимую помощь в сборе геолого-геоморфологических, гидрологических и гидробиологических материалов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Река Нева — самая большая по расходу воды (в устье в среднем — $2530 \text{ м}^3 \text{сек}^{-1}$) река в бассейне Балтийского моря. В ее устье находится крупнейший на побережье Балтики мегаполис — г. Санкт-Петербург. В эстуарии р. Невы обычно выделяют: Невскую губу — пресноводную и мелководную (средняя глубина 3.5–4 м) верхнюю часть внутреннего эстуария, внутренний эстуарий — мелководный (до 25 м) район на востоке Финского залива Балтийского моря, нижнюю часть внутреннего эстуария, с соленостью поверхностных вод 1–3‰, внешний эстуарий — глубоководный (до 45 м) район на востоке Финского залива с соленостью поверхностных вод 3–5‰. Граница между внутренним и внешним эстуарием проходит примерно по 29° в.д. За западную границу внешнего эстуария обычно принимают долготу о. Мощный: $27^\circ 50'$ в.д. В середине 80-х годов прошлого века Невская губа была отделена от внутреннего эстуария дамбой защитных сооружений Ленинграда от наводнений.

При геолого-геоморфологических исследованиях эстуария р. Невы привязка наблюдений была осуществлена при помощи космической системы высокоточного позиционирования фирмы GARMIN-GPS 128, сопряженной с приемником (GARMIN-GBR 21) сигналов радиомаяка для осуществления дифференциальных коррекций координат (диапазон э/напряжения: 10–20 в, мощность: 2 Вт, размеры: $15.6 \times 5.1 \times 1.23$ см, вес: 454 г, точность определения координат: 15 м).

Профилирование ГЛБО выполнено с помощью гидролокатора бокового обзора (ГЛБО) CM2 производства C-MAX Ltd. Исползованный ГЛБО состоит из: 1) устройства ввода и обработки данных, интегрирующего в себе все функции приемопередатчика, записи данных на 3.5-дюймовый магнитооптический диск и управления отображением; 2) монитора VGA; 3) двухчастотного буксируемого устройства, передающего в цифровом виде акустическую информацию; 4) специализированной клавиатуры и мыши для ввода команд и оперативной обработки поступающей информации; 5) буксировочного кабель-троса. Навигационные данные непрерывно вводились с помощью GPS Garmin-128 через порт типа RS232 на устройстве ввода. Данная модель ГЛБО при рабочей частоте 102 кГц (НЧ) допускает выбор 5 диапазонов с дальностью обзора (с левого и правого борта) 100, 200, 300, 400, 500 м. При рабочей частоте 324 кГц (ВЧ) дальность обзора может составлять (с левого и правого борта) 25, 50, 75, 100, 150 м.

В процессе профилирования использовали обе рабочие частоты. При профилировании была выбрана рабочая частота 102 кГц с диапазоном левого и правого борта по 100 м и общей полосой обзора 200 м. Работа на профилях, где требовались более детальные исследования, велась с использованием высокой час-

тоты ВЧ = 324 кГц с дальностью обзора 50 м на один борт. Скорость судна во время профилирования была ограничена 4 узлами. Полевая запись данных производилась в специальном формате программы регистрации. Экспорт записей гидролокатора как файлов производился в форматы *.dat и *.bmp-Windows.

Метод гидролокации бокового обзора позволяет получать непрерывную акустическую картину дна залива. Сонограмма каждого профиля представляет собой полосу, фиксирующую неоднородности дна залива в полосе обзора 200 м (при 100-метровом диапазоне) или 100 м (при 50-метровом диапазоне). В каждой точке профиля определяются координаты и глубина залива. Сетка профилей в зависимости от выбранного диапазона закладывается таким образом, чтобы площадь перекрытия изображений, полученных при прохождении соседних профилей, составляла не менее 15%. После обработки записей ГЛБО с помощью программы Ostopus удастся получить площадное изображение дна залива в масштабах от 1 : 1000 и мельче. Анализируя полученные таким образом схемы-мозаики ГЛБО, удастся выявить протяженность и взаимное расположение объектов (моренных гряд, границ зон динамических песков, песчаных валов и т.д.).

Сопоставляя сонограммы, полученные в режиме повторных съемок, можно получить информацию о динамике рельефа и осадочного покрова дна (заносимость песком, заиление, размыв дна и т.д.), что является одним из важных факторов в распределении группировок донных организмов и количественном развитии их популяций.

Детализационный (интерпретационный) отбор проб в субаквальной части береговой зоны вели с помощью дночерпателя Петерсена. При исследованиях в областях развития алевро-пелитовых илов пробы собирали с помощью герметичной грунтовой трубки конструкции Лаури-Ниёмисто. Работы сопровождали эхолотированием. В полевых условиях было проведено описание осадка (гранулометрический состав, цвет, консистенция, водонасыщенность, наличие или отсутствие зоны окисления, отмечено присутствие донной флоры и фауны, растительного и животного детрита, техногенных примесей и т.д.). Из ковшовых проб поверхностных осадков были взяты образцы для последующего лабораторного анализа распределения осадочных частиц по размеру. Анализ послойного строения кернов использовался для характеристики структуры и текстуры верхнего слоя илов, получения информации о чередовании периодов размыва и накопления осадков.

В период объездов по акватории эстуария (рис. 1, 2) пробы отбирали из фотического слоя, определенного как равные двум прозрачностям. Воду отбирали батометром через каждый метр, сливали в одну емкость, перемешивали и пробу помещали в склянки объемом 0.3 л, сразу же фиксировали раствором Люголя. При дальнейшем хранении проб добавлялся формалин. Для наблюдений за сезонной динамикой фитопланктона (в 1997–2004 гг. пробы отбирались на ст. 21 (рис. 2) с середины мая по сентябрь – октябрь с интервалом в две недели, в 1996 г. — 4 раза за сезон. Фитопланктон отбирали батометром из поверхностного слоя.

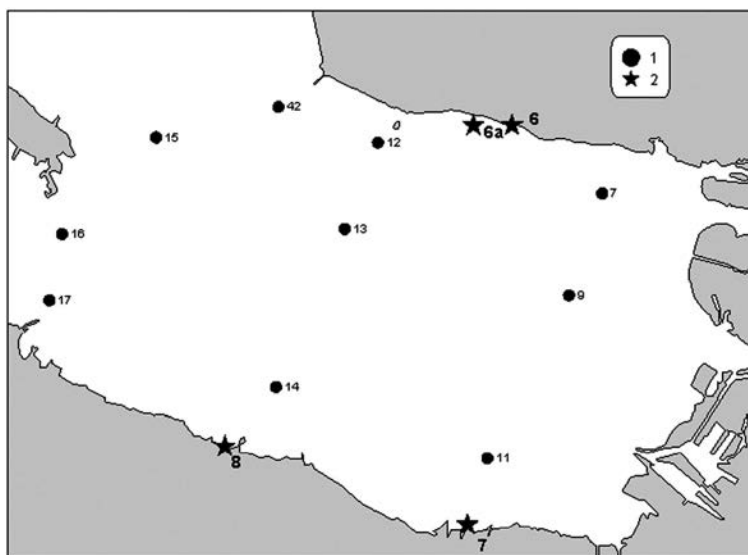


Рис. 1. Расположение основных гидробиологических станций на акватории Невской губы, номера которых упомянуты в тексте.

1 — станции в открытых районах, 2 — прибрежные станции.

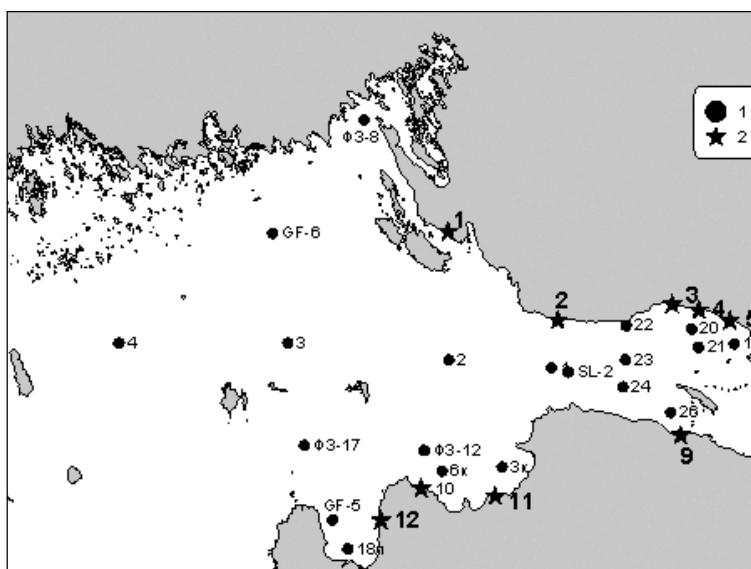


Рис. 2. Расположение основных гидробиологических станций в восточной части Финского залива, номера которых упомянуты в тексте.

1 — станции в открытых районах, 2 — прибрежные станции.

Определение видового состава и подсчет водорослей проводились в осадочных цилиндрах объемом 10–25 мл с использованием инвертированного микроскопа Hydro-Bios. Биомассу рассчитывали общепринятым способом по суммарному объему клеток водорослей, принимая, что 10^9 мкм³ соответствует 1 мг сырой биомассы фитопланктона. К доминирующим видам отнесены те, численность и/или биомасса которых в тот или иной период превышали 10% от общей численности фитопланктона.

Пробы бактериопланктона отбирали батометром в конце июля – начале августа 2003, 2004 и 2006 гг. на станциях расположенных в Невской губе и восточной части Финского залива (рис. 1). Пробы интегрировали из эвфотной зоны и гипolimниона и фиксировали глутаровым альдегидом на борту судна. Численность бактериопланктона определялась методом эпифлуоресцентной микроскопии на ядерных фильтрах с диаметром пор 0.20 мкм, предварительно окрашенных суданом черным. Использовались люминесцентный микроскоп ЛЮАМ-11 (увеличение $\times 1500$) и флюорохром DAPI (Porter, 1980). На каждом из трех параллельных фильтров просматривали по 9 полей зрения. Исходя из числа бактерий четырех морфологических групп и их средних объемов, рассчитывали биомассу бактериопланктона.

Ввиду неоднозначности расчета бактериальной биомассы (из-за применения разных методик) при сравнительном анализе современного микробиологического состояния акватории разных районов эстуария р. Невы с данными 1930–90-х гг. в качестве критерия использовалось только общее число бактерий. При рассмотрении в отдельности каждого района под общей численностью/биомассой бактериопланктона понималась величина, полученная с учетом общих для трех лет наблюдения станций.

Исследование первичной продукции и деструкции в конце июля начале августа 2003–2007 гг. на 30 станциях в открытых водах эстуария р. Невы (рис. 1, 2), а так же в Выборгском заливе. Для этого были отобраны интегральные пробы воды отдельно из слоя выше и ниже термоклина. На каждой станции отбора проб определялась прозрачность воды по диску Секки (Sec), температура (Т) и соленость (S), с помощью гидрометеорологического зонда.

Пробы, отобранные выше термоклина, использовались для определения интенсивности фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине (Аопт) и скорости деструкции органического вещества планктоном (Д) по методу светлых и темных склянок в кислородной модификации. Интенсивность фотосинтеза измерялась в интегральной пробе выше термоклина, а не в пробе из эвфотной зоны. Как показывают исследования последних лет (Reynolds, 1999), горизонт выше температурного скачка постоянно перемешивается причем за достаточно короткое время, следовательно, водоросли в этом слое распределены гомогенно и вовлечены вместе с водными массами в постоянное вертикальное движение. Это позволяет не отбирать отдельно пробы из эвфотной зоны для определения первичной продукции, а использовать пробы воды, отобранные из горизонта выше температурного скачка,

даже если глубина этого горизонта превышает глубину эвфотной зоны. Глубина эвфотной зоны используется только при расчетах величины первичной продукции. Из каждой пробы брали по три повторности на определение $A_{\text{опт}}$ и D . В пробах отобранных ниже термоклина определялась только деструкция. Концентрацию кислорода в склянках определяли по методу Винклера. Склянки экспонировались на палубе судна в аквариуме в течение 2–6 часов при температуре поверхностной морской воды. $A_{\text{опт}}$ рассчитывали как разницу между концентрацией кислорода в светлой и темной склянках. D — как разницу между концентрацией кислорода в начальной и темной склянках. Для перевода мгО в мгС использовался переводной коэффициент 0.375 (Бульон, 1994). Интегральную первичную продукцию в столбе воды рассчитывали по формуле (Бульон, 1994):

$$A_{\text{инт}} = A_{\text{опт}} \text{ Sec},$$

где $A_{\text{инт}}$ — валовая первичная продукция, г С м⁻² сутки⁻¹; $A_{\text{опт}}$ — интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине, г С м⁻³ сутки⁻¹; Sec — прозрачность воды по диску Секки, м.

Из оставшегося объема пробы отбирались аликвоты воды для лабораторного определения концентрации общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), хлорофилла а (Хл а), общей взвеси (ОВ) и взвешенного органического вещества (ВОВ). Концентрацию Робщ в нефилтрованной воде определяли молибдатным методом (Strickland, Parsons, 1968) с использованием аскорбиновой кислоты. Концентрацию ОВ определяли гравиметрическим методом. Пробы воды провильтровывались через предварительно прокипяченные, высушенные при температуре 90 °С и взвешенные мембранные фильтры марки Millipore white AAWP с размером пор 0.8 мкм. После этого фильтры с сестоном высушивались при 105 °С и взвешивались. Концентрацию Хл а определяли спектрофотометрическим методом (Strickland, Parsons, 1968). Пробы воды профильтровывались через предварительно прокипяченные мембранные фильтры марки Millipore white AAWP с размером пор 0.8 мкм. Фильтры со взвесью растворяли в 90%-ном растворе ацетона и измеряли оптическую плотность экстрактов хлорофилла при длинах волн 665 и 750 нм на спектрофотометре UNICO 2100. Для расчета использовались коэффициенты SCOR-UNESCO (Report of SCOR-UNESCO, 1966). Концентрацию ВОВ проводили методом бихроматного окисления (Golterman, 1969). Пробы воды профильтровывались через стеклофильтр марки Whatman GF/F с размером пор 0.7 мкм. По разнице между концентрациями ОВ и ВОВ рассчитывали концентрацию взвешенного минерального вещества (ВМВ). По всем полученным данным проводилась математическая обработка, рассчитана ошибка среднего из трех повторностей определения.

Для характеристики видового состава макрозообентоса, его количественного развития, оценки качества вод и состояния экосистем Невской губы и восточной части Финского залива послужили пробы зообентоса, собранные сотрудниками лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии Зоологического института РАН в начале октября 1994 и 1995 гг., в августе 1996, 1997, 1998, июне 2001, в июле 2003 г., июле и августе 2002, 2004, 2005 гг.. Число станций, иссле-

дованных в разные годы в Невской губе и восточной части Финского залива колебалось от 14 в 1994–1995 гг. до 60 станций в 1997 г.

Для характеристики сообществ зообентоса Невской губы и восточной части Финского залива использовалась совокупность таких структурных показателей, как видовой состав, число видов, численность, биомасса и рассчитанные на их основе индексы, в частности индекс видового разнообразия Шеннона. Выбор показателей для оценки состояния исследованных участков Невской губы и восточной части Финского залива по изменениям структуры донных сообществ, происходящих под влиянием антропогенных воздействий осуществлялся по следующим принципам. Показатель должен отражать: 1) смешанный характер воздействия загрязнения органическими и токсическими веществами; 2) изменения доминирующих и субдоминантных групп донных животных; 3) изменения структуры всего сообщества в целом. Учитывая смешанный характер загрязнения и видовой состав донных сообществ были выбраны: индекс сапротоксности St (Яковлев, 1988), биотический индекс Вудивисса (BI), (Woodiwiss, 1964), индекс Гуднайта и Уитлея (No/Nc), (Goodnight, Whitley, 1961) и индекс Балускиной (Kch) (Балушкина, 1976).

С увеличением загрязнения значения индексов St, No/Nc и Kch возрастают, значения BI — снижаются. Поэтому мы выразили величину BI обратной его значению величиной ($1/BI$), и в этом случае биотический индекс приобретает ту же направленность, что и у остальных трех показателей, т.е. по мере возрастания загрязнения увеличивается. Различная размерность выбранных показателей также затрудняет сравнение их абсолютных величин. Значения индекса No/Nc выражены в процентах. Поэтому показатели St, Kch и $1/BI$ также были выражены в процентах от их максимальных значений. Описание метода оценки качества вод по IP и IP' более детально изложено в работах Е.В. Балускиной (Балушкина, 1997; Balushkina, Finogenova, 2003). Градации качества вод и оценки состояния экосистем представлены в табл. 1.

В 2000–2002 гг. при исследовании прибрежной зоны акватории восточной части Финского залива в рамках Российско-Финского проекта «Ecological studies of the anthropogenic and natural factors, which control harmful macroalgal blooms in the littoral of the Neva Estuary» (Golubkov et al., 2003) было выполнено картирование глубин (с использованием эхолота) и типа грунтов (визуальное описание аквалангиста) на протяжении четырех профилей в Курортном районе через каждые 50–110 м дистанции от уреза воды до глубины 5 м. Благодаря географическому позиционированию каждой точки оказалось возможным впоследствии наложить профили на сонограммы, выполненные с помощью ГЛБО и на уточненную литологическую карту, оценить эффективность обоих методов для определения местоположения и предварительного описания биотопов на примере Курортного района. Отбор гидробиологических проб для биологической характеристики биотопов на профилях осуществлялся легководолазным методом и сопровождался измерениями величин глубины и прозрачности (по диску Секки), температуры и солености (электропро-

Таблица 1

Классы качества вод и состояния экосистем по показателям зообентоса
St, No/Nc, Kch, 1/BI, IP и IP’*

St	No/Nc	Kch	1/BI	IP	IP’	Номер класса вод	Качество вод	Состояние экосистемы
						1	Очень чистые	
25	0	1.22	10	36.2	9.05			
						2	Чистые	Относительно удовлетворительное
37.5	50	9.4	20	116.9	29.22			
						3	Умеренно загрязненные	Напряженное
62.5	60	56.5	33	212	53			
						4	Загрязненные	Критическое
				265	66.25			
						4–5	Загрязненные – грязные	Кризисное
87.5	80	78.26	50	295.8	73.95			
						5	Грязные	Катастрофическое
100	100	100	100	400	100			

Примечание. St — индекс сапротоксности Яковлева (Яковлев, 1988); BI — биотический индекс Вудивисса (Woodiwiss, 1964); No/Nc — индекс Гуднайта и Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961) и Kch — индекс Балушкиной (Балушкина, 1976, 1987). Индексы преобразованы и выражены в процентах от максимальных значений. Детальное описание индексов St, No/Nc, Kch, 1/BI, IP и IP’ и их преобразований приведено в ряде работ (Балушкина, 1997; Балушкина, 2004; Balushkina, Finogenova, 2003).

водности) воды, визуальным описанием биотопа аквалангистом и определением проективного покрытия дна твердыми субстратами.

В прибрежной зоне акватории эстуария р. Невы для оценки количества нитчатых водорослей *Cladophora* и микрофитообрастаний брались 3–5 камней, с которых делались смывы. Водоросли счищали с камней, затем собранную кладофору и камни одновременно промывали в определенном объеме дистиллированной воды. Определяли площадь проективного покрытия отобранных камней. Кладофору высушивали на воздухе и взвешивали, смыв фиксировали раствором Люголя и в нем, используя камеру Нажотта объемом 0.02–0.05 мл, определяли видовой состав и количество микрофитообрастаний. Расчет количественного развития водорослей проводился на единицу площади камня. Определение скорости продуцирования органического вещества водорослями *Cladophora* и фитопланктоном проводилось методом склянок в кислородной модификации. Водоросли счищали с камней, тщательно отмывали от взвесей и эпифитов в воде, отобранной из залива и профильтрованной через сеть с диаметром пор 100 мкм. Затем водоросли

подсушивали фильтровальной бумагой и делали навески по 0.025–0.036 г. Навески водорослей помещали в светлые и темные калиброванные склянки с притертыми пробками объемом 0.25 л. Склянки заполняли профильтрованной водой. Светлые и темные склянки (каждая в трех повторностях) экспонировали в течение суток на глубине отбора проб.

После экспозиции из склянок сифоном отбирали по 100 мл пробы и определяли содержание кислорода методом Винклера. Расчет скорости фотосинтеза проводился на грамм сырого веса водорослей с дальнейшим пересчетом на углерод. При этом принималось, что в сырой массе *Cladophora* содержится 10% углерода. Для определения первичной продукции фитопланктона использовали 100 мл склянки.

Исследования макрозообентоса проводили ежегодно в середине лета на 12 станциях в литорали на российской акватории Финского залива (рис. 1, 2) в 2002, 2004 и 2005 гг., а также на некоторых станциях в 2006 г. В Невской губе в зоне зарослей высших водных растений сезонные исследования макрозообентоса проводили в 1999, 2003–2005 гг. на ст. 6 (Ольгино; 59°59'38" с.ш., 30°05'28" в.д.) и в 1998, 1999 и 2001 гг. на ст. 6а (Морская; 59°59'31" с.ш., 30°03'57" в.д.), расположенных в северной части Невской губы (рис. 2). Для оценки изменений в составе сообщества, происшедших с 1980-х гг., были использованы данные, полученные на станции 6а в 1984–1985 гг. (Сообщества пресноводных беспозвоночных..., 1988). В зарослях высшей водной растительности доминировали тростники (*Phragmites australis*), а также часто встречались камыши (*Schoenoplectus lacustris*) и рдесты (преимущественно *Potamogeton pectinatus*, *P. natans*, *P. perfoliatus*). Динамику макрозообентоса на открытых участках каменисто-песчаной литорали эстуария подробно исследовали на двух станциях: на севере эстуария в курортной зоне г. Санкт-Петербурга (ст. 4) и в южной части Невской губы на территории нижнего парка музея-заповедника «Петродворец» (ст. 8) с конца мая по октябрь 2002–2006 гг.

Географические координаты станций определяли с помощью спутниковой навигационной системы (GPS) Transpak II. Температуру и содержание кислорода в воде измеряли аналитическим анализатором Oxi-330, электропроводность воды (Е, μS) — кондуктометром DistWP4 при температуре анализируемого раствора 25 °С. Общую концентрацию растворенных солей, или минерализацию воды (мг/л) пересчитывали по формуле: $\text{TDS} = 0.47 \cdot \text{E}1.08$. Концентрацию общего фосфора в воде (Р, мкг/л) определяли стандартным колориметрическим методом (Methods for chemical analysis..., 1969) при длине волны 885 нм в спектрофотометре Unico-2100.

Количественные пробы макрозообентоса на открытой литорали отбирали на глубине 0.5 м трубчатым пробоотборником с площадью захвата 0.03 м², который представляет собой трубу из листового железа (или пластика) диаметром 0.2 м и высотой 0.7 м в 3 повторях, или дночерпателем Заболоцкого (0.025 м²) в 4 повторях по ранее описанной методике (Методические рекомендации..., 2005). В зарослях высшей водной растительности (тростников, камышей) количественные

пробы беспозвоночных отбирают с помощью зарослевого пробоотборника площадью 0.125 м^2 , представляющего собой трубу из листового железа диаметром 0.4 м и высотой 1.4 м . К нижнему краю такой трубы приклепано ножовочное полотно. Методика отбора проб подробно описана (Сообщества пресноводных беспозвоночных..., 1988, Методические рекомендации..., 2005).

Пробы с каменистых субстратов на глубинах от 1.5 до 2 м отбирали водолазным способом, используя рамку, оснащенную капроновой сетью с размером ячеек 250 мкн . Такой рамкой накрывали каменистые субстраты и снизу плотным листом вырезали 5-см слой мягкого субстрата, подстилающего камни. Рамку переворачивают и плотно завязывают отверстие сети. В случае, если субстраты представлены только камнями, то, используя такую рамку, осторожно собирали верхний слой камней. После отбора субстрат помещали в таз с водой, осторожно соскребая и смывая беспозвоночных-обрастателей с поверхности камней. Все части пробы промывали, используя сито (250 мкн), помещали в герметичные пластиковые пакеты, вкладывали этикетку и фиксировали 4% -ным формалином.

Количественные донные пробы на участках, занятых моренными грядками и песками с грубообломочными отложениями разного типа (биотоп каменистых и смешанных грунтов, подтип 3а) были собраны с применением легководолазного метода рамкой $25 \times 25 \text{ см}$ (Методические рекомендации..., 2005). На участках дна с песчаными, глинистыми и мелкообломочными грунтами (биотоп подвижных песков различного гранулометрического состава, подтип 4а) пробы были собраны зубчатым легководолазным дночерпателем с площадью захвата 0.05 м^2 и пластиковой трубкой диаметром 7 см (0.0039 м^2). Впоследствии, поскольку зообентос здесь представлен многочисленными мелкими формами (см. ниже) пробы отбирали только трубкой ($1\text{--}3$ трубки на 1 пробу), с помощью аквалангиста на типичных участках дна. Аквалангист попутно вел визуальный учет крупных двусторчатых моллюсков сем. *Unionidae*. В отдельных случаях для учета унионид использовался также рамочный метод. Пробы на мягких грунтах в зоне бассейновой аккумуляции (биотоп 1) для сравнительных целей были собраны дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0.025 м^2 . На каждой станции было взято не менее трех количественных проб.

В ходе камеральной обработки в каждой пробе были определены численность и биомасса доминирующих видов и таксономических групп в ранге от семейства до типа, а также общие численность и биомасса макробеспозвоночных. Численность макробеспозвоночных была выражена в экз./ м^2 , биомасса в г/ м^2 . Для каждой станции или профиля подсчитывались частота встречаемости доминирующих видов и таксонов надвидового ранга, их доля в значениях общей биомассы макробеспозвоночных.

Данные по численности и биомассе поселений макробеспозвоночных приведены на соответствующих рисунках в виде средневыборочного значения и его стандартного отклонения. Анализ межгодовой изменчивости биомассы дрейссены был выполнен с применением однофакторного дисперсионного анализа с логариф-

мически трансформированными данными. Значения всех статистических характеристик считались достоверными при уровне значимости $p < 0.05$.

Расчет осажденного органического вещества с фекалиями и псевдофекалиями дрейссены был произведен с использованием значений концентрации органического вещества в сестоне, уравнений зависимости скоростей фильтрации и дыхания от массы тела дрейссены (Алимов, 1981) и общей схемы расчета баланса популяции двустворчатого моллюска-фильтратора с учетом температурных поправок предложенных А.Ф. Алимовым (там же).

В лаборатории пробы промывали с помощью набора почвенных сит с отверстиями диаметром от 3 мм до 10 мм. Сита ставили в сачок (с размером ячеек 250 мкм), куда попадали самые мелкие беспозвоночные. Промытые крупные фракции пробы, оставшиеся на почвенных ситах, разбирали целиком в кювете с чистой водой. Мелкую фракцию просматривали под стереоскопическим микроскопом в счетной камере. Отобранных беспозвоночных разделяли по группам: Plathelminthes, Nemertina, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Amphipoda, Isopoda, Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera, Coleoptera, Megaloptera, Chironomidae, Ceratopogonidae и прочие, сосчитывали и взвешивали на торсионных весах, предварительно обсушивая на фильтровальной бумаге.

Биологические характеристики (численность и биомасса) были выражены как средняя арифметическая \pm SE (стандартная ошибка). Возможные различия в параметрах между датами отбора и станциями были протестированы однофакторным анализом главных компонент (ANOVA). Перед статистической обработкой данные были трансформированы путем логарифмирования ($\lg(X + 1)$). Коэффициент Пирсона был применен для оценки взаимосвязей между характеристиками ключевых групп зообентоса и уровнем кислорода в воде. Средние показатели биомассы и численности пересчитывали на площадь 1 м².

Пробы мейобентоса отбирались в 2001–2006 гг. на глубинах 0.3–0.5 м в прибрежных зонах Невской губы и Финского залива, а также в глубоководной части этой акватории на глубинах 3.0–25.0 м (рис. 1). Мейобентос Невской губы прежде уже изучался (Петухов, 1987). Данное исследование позволит выяснить современное состояние мейобентоса Невской губы (на примере двух станций) и обширной территории Финского залива (в отличие от предыдущего исследования). Грунты на станциях отбора проб были: в прибрежье — пески разной степени заиленности, на больших глубинах — илы. На малых глубинах пробы отбирались почвенным стаканчиком, а на больших — дночерпателем. Часть проб фиксировали 4%-ным формалином, часть разбирали в живом виде. Пробу процеживали через сито с ячейей 90 мкм и просматривали под биноклем в камере Богорова. Видовое определение олигохет не проводили. Индивидуальная масса животных вычислялась по уравнению $W = gLb$, где W — индивидуальная масса, мг (для Nematoda — мкг); L — длина тела, мм; константы g , b уравнения для различных животных приведены в табл. 2.

Таблица 2

Коэффициенты (g, b) уравнений зависимости индивидуальной массы организмов мейобентоса от их линейных размеров

Группа животных	g	b	Литературный источник
Nematoda*	0.42	2.63	Цалолихин, 1981
Nematoda*	0.17	2.82	Цалолихин, 1981
Nematoda*	1.024	2.21	Цалолихин, 1981
Ostracoda	0.189	3.091	Ансар, 1976
Cyclopoida	0.037	2.762	Балушкина, Винберг, 1979
Cladocera	0.075	2.925	Балушкина, Винберг, 1979
Harpacticoida	0.033	2.719	Набережный, Ирмашева, 1980
Chironomidae	0.0095	2.781	Балушкина, Винберг, 1979
Oligochaeta	0.0785	1.997	Джендереджян, Унанян, 1980

Примечание. * — в зависимости от отношения длины тела к ширине нематод.

1. ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ, ГЕОЛОГО-МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

1.1. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКОЕ ОПИСАНИЕ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Финский залив Балтийского моря простирается по линии мыс Пысаспеа (Эстония) — западная оконечность полуострова Ханко (Финляндия) в направлении на восток — северо-восток до устья р. Невы.

Длина залива около 400 км, ширина у входа Пысаспеа – Ханко — 70 км, на меридиане о. Мощный увеличивается до 130 км, а восточнее (Шепелевский разрез) сужается до 20 км. Общая площадь водного зеркала 29 700 км² (7% от общей площади Балтийского моря). Объем водной массы — 1120 км³ (5% от объема водной массы Балтийского моря), средняя глубина — 38 м, максимальная глубина 115 м. Водосборный бассейн — 421 тыс. км², приток воды — 109 км³ в год, доля реки Невы от всего поступления по рекам — 70%.

Эстуарий реки Невы разделяется естественными и искусственными преградами на верхний (Невская губа) и нижний (восточная часть Финского залива) районы. Эти районы существенно различаются абиотическими условиями и структурно-функциональными характеристиками экосистемы.

Часть Финского залива, располагающаяся восточнее о. Гогланд, принято называть восточной частью Финского залива, площадь водного зеркала которой составляет 12 500 км², объем водной массы — 276 км³. Восточная часть Финского залива, включающая в себя мелководный и глубоководный районы, Невскую губу, Выборгский залив, Лужскую и Копорскую губы, представляет собой ряд сложных экосистем, качество вод в которых зависит от сочетания природных и антропогенных факторов, различных в каждом из перечисленных районов (Нежиховский, 1988). Максимальная глубина восточной части Финского залива достигает 60–65 м в районе о. Гогланд, в восточном направлении происходит уменьшение глубин.

В восточной части Финского залива выделяется ряд районов, различающихся своими специфическими чертами гидролого-гидрохимического и гидробиологического режимов: Невская губа — от устья р. Невы на востоке до комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений (КЗС), мелководный район — от Невской губы до разреза мыс Шепелевский – мыс Флотский; глубоководный район — от мыса Флотский до мыса Пысаспеа.

водный район — от Шепелевского разреза до о. Гогланд, Лужская и Копорская губы, а также Выборгский залив. В пределах Невской губы и мелководном районе прибрежные курортные зоны рассматриваются отдельно (рис. 1.1.1).

Восточная часть Финского залива представляет собой переходный район от пресноводного к солоноватоводному. На режим ее солености сильное опресняющее влияние оказывает сток впадающих в нее рек, и, прежде всего, реки Невы. В направлении с востока на запад, по мере уменьшения влияния речного стока, соленость воды в заливе возрастает. Пресная вода распространяется в западном направлении по поверхности залива, в то же время солоноватые воды в виде клина продвигаются в восточном направлении. Соленость воды на поверхности с востока на запад изменяется от 0.2 до 5.8‰, у дна — от 0.3 до 8.5‰.

Основные реки бассейна восточной части Финского залива: река Нева, вытекающая из Ладожского озера, река Луга, притекающая на территорию Ленинградской области из Новгородской области, и река Плюсса притекающая из Псковской области, устьевой участок проходит по Сланцевскому району Ленинградской области и впадает в Нарвское водохранилище.

Невская губа полузамкнутый мелководный водоем, западная граница которого в настоящее время проходит по створу сооружений защиты Санкт-Петербурга от наводнений. С востока границей губы служит бар реки Невы, который представляет собой систему отмелей, разделенных между собой ложбинами — фарватерами и является продолжением дельты Невы. Длина бара 3–5 км, ширина —



Рис. 1.1.1. Восточная часть Финского залива.

1 — Невская губа, 2 — Выборгский залив, 3 — Копорская губа, 4 — Лужская губа, 5 — Нарвский залив.

13–15 км; глубина на отмелях составляет до 1.5–2.5 м, на фарватерах — до 1.5–3.5 м. Невская губа сообщается с Финским заливом двумя проливами: Северными и Южными воротами. Ширина Северных ворот составляет около 12 км, естественные глубины 3–4 м; ширина Южных ворот — 6 км. В Южных воротах расположена обширная Ломоносовская отмель с глубинами около 1 м. Длина Невской губы составляет 21 км, наибольшая ширина — 15 км. Площадь водного зеркала — около 380 км². Объем водной массы — 1.6 м³. Преобладающие глубины в губе составляют от 3 до 5 м. Наибольшие естественные глубины не превышают 6.4 м. С востока на запад Невскую губу пересекает Морской канал, ширина которого составляет 100 м, а глубина 12 м.

Воды реки Невы вливаются в Невскую губу пятью мощными потоками: Большая и Средняя Невки, продолжением которых служит Елагинский фарватер; Малая Невка и Малая Нева, переходящие в Петровский фарватер; Большая Нева, разделяющаяся на Галерный, Корабельный и Гребной фарватеры. В Невскую губу, кроме Невы, впадает 8 рек, наиболее крупными из них являются реки Стрелка, Дудергофка и Шингарка.

Система течений в Невской губе неустойчива, а водные массы очень подвижны. При стоковых течениях в губе из-за наличия препятствий (отмели, дамбы) и неровностей берега возможно образование на отдельных участках губы застойных зон, которые разрушаются при смене стоковых течений стоково-градиентными или стоково-ветровыми. Средние скорости переноса невыхских вод в губе составляют 6–8 см/с в северной и 1–5 см/с в южной частях губы.

Особенностями Невской губы являются небольшая глубина (около 4 м), высокий водообмен (0.015 года), гомотермия, вода с соленостью менее 1‰ (Шишкин, 1988). Невская губа поэтому рассматривается как пресноводный водоем.

Невская вода слабоминерализована. В среднем содержание растворенных минеральных веществ в ней, или ее минерализация, составляет 56 мг/л, что в 3–5 раз меньше, чем на Волге и Оке. Слабая минерализация объясняется прежде всего особенностями климата и рельефа бассейна. Грунтовые воды, всегда богатые минеральными солями, занимают небольшой удельный вес в питании реки Невы.

Хотя воды Невской губы в основном пресные, довольно часто (особенно во время продолжительных и сильных сгонных ветров) наблюдается проникновение в нее осолоненных вод вдоль дна Морского канала (основного фарватера Санкт-Петербургского порта). В этих случаях в западной части Морского канала возможно возникновение двухслойной вертикальной структуры вод с верхним квазиоднородным слоем мощностью около 5–7 м. Соответствующий вертикальный градиент солености может достигать 0.7–0.9‰ на 5 м летом и 0.3–0.4‰ на 5 м осенью. Весной в период наибольшей повторяемости сильных сгонных ветров, придонная соленость здесь может достигать 2.9–3.2‰ при вертикальном градиенте 1.5–1.8‰ на глубинах 5 м. Распределение солености определяется взаимодействием между пресным речным стоком (в основном за счет стока реки Невы) и соленоватыми глубинными водами Финского залива.

Уровневый режим Невской губы тесно связан с особенностями атмосферной циркуляции над Балтийским морем и Финским заливом. Характер течений в Невской губе в основном зависит от стока Невы. Средние скорости переноса неврских вод по губе составляют 6–8 в северной и 1–5 см/с в южной частях акватории губы. Средняя многолетняя температура воды Невской губы составляет 6.6 °С.

В мелководной Невской губе температура воды в большей степени следует за температурой воздуха, чем в реке Неве. Этим и объясняется, что весной и летом вода в губе теплее, чем в реке, а осенью холоднее. Внутрисуточные колебания температуры воды в губе довольно значительны и нередко достигают 2–3 °С. В центральной, наиболее глубоководной части губы весной и летом вода несколько холоднее, чем в прибрежной зоне (на 1–2 °С), а осенью, наоборот, теплее. Длительность купального сезона у берегов Невской губы почти такая же, как на верхней и средней Волге, и большей частью составляет 50–70 дней.

В конце дельты Нева собирает свои воды в пять крупных потоков, которые затем поступают на бар реки. Бар Невы, или Невское взморье, представляет собой систему отмелей, разделенных продольными ложбинами — фарватерами. Длина бара с востока на запад 3–5 км, ширина с севера на юг 12–15 км.

Длина Невской губы от дельты реки Невы до острова Котлин составляет 21 км, наибольшая ширина 15 км, площадь акватории — около 400 км² (табл. 1.1.1). Преобладающие глубины в губе от 3 до 5 м. Наибольшие естественные глубины не превышают 6.4 м. Объем воды в Невской губе 1.6 км³. Кроме реки Невы, в Невскую губу впадает около 500 мелких водотоков. Многочисленные отмели с глубинами 2–3 м, ряжи и форты в Северных и Южных воротах, образующие естественную границу между Невской губой и восточной частью Финского залива, затрудняют водообмен между этими районами. От устья реки Большая Нева до Кронштадта проложен Морской канал шириной около 100 м и глубиной до 12 м, огражденный дамбами на протяжении 9.6 км от устья реки. В восточной части Невской губы расположены баровые отмели, являющиеся подводным продолжением Невской дельты. Длина отмелей — 3–5, ширина 13–15 км (Водные объекты Санкт-Петербурга, 2002).

Таблица 1.1.1

Морфометрические и гидрологические характеристики Невской губы

Длина, км	21	Площадь поверхности, км ²	400
Ширина, км	15	Объем, км ³	1.6
Средняя глубина, м	4	Условное время водообмена, год	0.015

Система течений в Невской губе неустойчива, а водные массы очень подвижны. При стоковых течениях в губе из-за наличия препятствий (отмели, дамбы) и неровностей берега, возможно образование на отдельных участках губы застойных зон, которые разрушаются при смене стоковых течений на стоково-градиентные или стоково-ветровые. Средние скорости переноса неврских вод в губе составляют 6–8 см/с в северной и 1–5 см/с в южной частях губы.

1.2. ДИНАМИКА ПОСТУПЛЕНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В НЕВСКУЮ ГУБУ СО СТОКОМ РЕКИ НЕВЫ И ЕЕ РУКАВОВ

В марте 1974 г. представителями стран Балтики — ГДР, Данией, Польшей, СССР, Финляндией, ФРГ и Швецией — была подписана конвенция по охране морской среды Балтийского моря (Хельсинкская конвенция), вступившая в силу в мае 1980 г. Эта конвенция, принятая в целях охраны морской среды района Балтийского моря, стала первым международным соглашением, затрагивающим все источники загрязнения, расположенные на побережье (точечные и диффузные), в море (морские суда), а также и атмосферу. Однако и сегодня, по прошествии тридцати лет, основные экологические проблемы Балтики, остаются весьма актуальными. При этом основными проблемами как Балтийского моря в целом, так и восточной части Финского залива остаются эвтрофирование и химическое загрязнение.

Эвтрофирование — повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных и естественных (природных) факторов.

Между эвтрофированием и загрязнением имеется существенная разница, заключающаяся прежде всего в том, что загрязнение обусловлено сбросом токсических веществ, подавляющих биологическую продуктивность водоемов, а эвтрофирование повышает эту продуктивность.

Основными источниками загрязнения водоемов биогенными веществами служат смыв азотных и фосфорных удобрений с полей, строительство водохранилищ без надлежащей очистки ложа, сброс сточных вод, в том числе и прошедших биологическую очистку.

Биогенные компоненты поступают в природные экосистемы как водным, так и воздушным путем; так, сейчас в мире используется свыше 30 млн т/год мыла и детергентов (основанных на фосфатах). В Канаде, например, одному из химиков была присуждена престижная национальная премия за разработку моющих средств (стиральных порошков), не содержащих фосфора.

Развитие процесса антропогенного эвтрофирования приводит ко многим неблагоприятным последствиям с точки зрения водопользования и водопотребления (развитие «цветения» и ухудшение качества воды, появление анаэробных зон, нарушение структуры биоценозов и исчезновение многих видов гидробионтов, в том числе ценных промысловых рыб).

Среди множества биогенных элементов, влияющих на процесс эвтрофирования (азот, кислород, углерод, сера, кальций, калий, хлор, железо, марганец, кремний и др.) для водоемов умеренной зоны решающую роль играет фосфор.

В связи с изложенным выше, нами были проведены расчеты поступления общего (растворенного) фосфора в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рука-

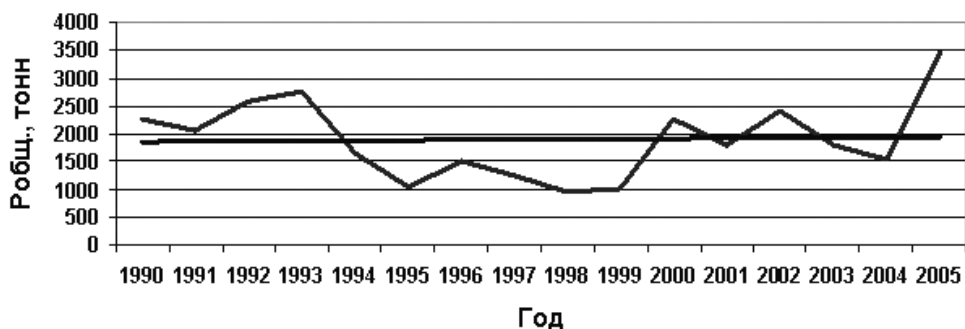


Рис. 1.2.1. Динамика поступления общего фосфора ($P_{\text{общ.}}$) в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рукавов.

вов. Основу расчетов составили данные о средних за год расходах воды в Неве и ее рукавах и о средних за год концентрациях общего фосфора в замыкающих створах реки Невы и ее рукавов (Фрумин, Леонова, 2004; Водные объекты..., 2002) (рис. 1.2.1).

Как следует из рисунка 1.2.1, несмотря на значительные вариации количества общего фосфора, поступающего в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рукавов, линия тренда практически параллельна оси абсцисс, что свидетельствует об отсутствии тренда за рассматриваемый интервал времени (1990–2005 гг.).

Дополнительный математико-статистический анализ позволил выявить интересную эмпирическую зависимость, связывающую содержание общего фосфора в Невской губе с расходом воды (R) в пос. Новосаратовка. Для анализа были использованы данные за период с 1979 по 2006 г. (исключены данные 1982 г. как явно выскакивающие). Как видно из графика, приведенного на рис. 1.2.2, увеличение расхода воды в пос. Новосаратовка приводило к снижению средней за год концентрации общего фосфора в Невской губе:

$$[P_{\text{общ.}}] = 78 - 0.022R$$

$N = 26$ (количество значений функции), $r = 0.80$ и $r^2 = 0.63$.

В соответствии со шкалой Чеддока (Макарова, Трофимец, 2002) при значении коэффициента корреляции от 0.7 до 0.9 связь между переменными рассматривается как высокая.

При составлении баланса общего фосфора в Невской губе было установлено, что приходная часть баланса (поступление общего фосфора в губу со стоком реки Невы и ее рукавов) превышает расходную часть (вынос общего фосфора за пределы Невской губы). Так, согласно нашим ориентировочным расчетам, за период с 1990 по 2005 г. в Невскую губу поступило 29 450 т общего фосфора, а вынос составил 26 432 т. Невязка баланса (-3018 т) может быть обусловлена сорбцией части растворенного фосфора на взвешенных частицах с последующим поступлением в донные отложения в зонах геохимических барьеров.

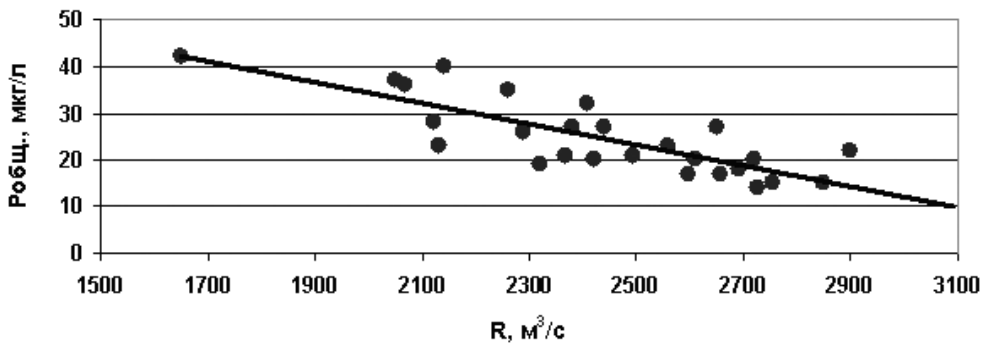


Рис. 1.2.2. Зависимость содержания общего (растворенного) фосфора ($P_{\text{общ.}}$) в Невской губе (мкг/л) от расходов воды (R) в пос. Новосаратовка (1979–2006 гг.).

Полученный результат имеет принципиальное значение, так как, хотя и косвенно, но опровергает утверждения зарубежных, в частности финских, специалистов о том, что более всего замедлению процесса эвтрофирования Балтийского моря будет способствовать сокращение сброса сточных вод Санкт-Петербурга. Иными словами, утвердился стереотип о том, что Санкт-Петербург является основным загрязнителем Балтийского моря. Это утверждение до настоящего времени не имеет корректного научного обоснования.

Во-первых, по нашим расчетам, основанным на данных многолетнего мониторинга, от общего количества растворенного фосфора, поступающего в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рукавов, примерно 60% приходится на «антропогенный фосфор» и около 40% — на «природный фосфор» (Фрумин, Леонова, 2004). Это обусловлено большим водосборным бассейном реки Невы (281 000 км²), который незначительно уступает территории Италии (301 302 км²). Во-вторых, процессы эвтрофирования и загрязнения следует рассматривать совместно, так как поступление биогенных веществ происходит не изолированно, а одновременно с поступлением загрязняющих веществ (например, тяжелых металлов). Увеличение поступления фосфора приводит к росту первичной продукции, в то время как поступление загрязняющих веществ сопровождается снижением роста первичной продукции. Так, концентрация меди, равная 1 мкг/л, тормозит развитие сине-зеленых водорослей, а превосходящая 10 мкг/л — оказывает на них губительное действие (Грушко, 1972). В-третьих, следует учесть, что периодически через Датские проливы в Балтийское море поступают большие объемы соленых вод из Северного моря, которые вытесняют в Финский залив старые застойные воды, богатые биогенными веществами (в частности, минеральным фосфором), но обедненные кислородом. Будучи более солеными и тяжелыми, эти воды распространяются по дну залива, что приводит к уменьшению содержания кислорода в придонных слоях. В свою очередь этот процесс сопровождается увеличением поступления (десорбцией) неорганического фосфора из донных отложений в толщу воды. В-четвертых, из Финского залива в Не-

вскую губу через створ Горская-Кронштадт-Ломоносов в среднем ежегодно поступает 28.4 км³ воды в дополнение к 78.9 км³ стока Невы (Нежиховский, 1981). То есть, Невская губа является не только «источником», но и «приемником» биогенных веществ. Кроме того, в Невской губе происходит аккумуляция значительной части веществ, поступающих с невским стоком и с выпуском городских очистных сооружений. Часть взвешенного материала оседает на первом гидродинамическом барьере на авандельте реки Невы и в подводных карьерах, а также в невском седиментационном бассейне. Основная часть взвешенных наносов выносятся из Невской губы и аккумулируется в седиментационном бассейне Шепелевского плеса (Спиридонов, Рыбалко, 1999).

1.3. СОВРЕМЕННЫЕ ЧЕРТЫ ГИДРОХИМИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Одной из особенностей восточной части Финского залива, присущей всем мелководным заливам является неустойчивость его режимных характеристик, что отражается в многолетней изменчивости гидрологических и гидрохимических условий. Изменения условий формирования термохалинной структуры вод, интенсивность гидродинамических процессов обуславливают изменения гидрохимической структуры вод. Вместе с тем, формирование гидрохимического режима восточной части Финского залива происходит в условиях значительных антропогенных нагрузок по органическим веществам и биогенным соединениям (Савчук, Скакальский, 1997; HELCOM, 1998; Кондратьев, 1999; Фрумин, Леонова, 2002), поступающих с суши в течение нескольких десятилетий. Антропогенная составляющая совместно с природной обуславливают многолетнюю временную изменчивость гидрохимических характеристик восточной части залива. Это в свою очередь приводит к изменениям различных звеньев биогеохимического круговорота вещества, что отражается на биологических процессах.

Следует отметить, что, несмотря на достаточно хорошую изученность гидрохимического режима восточной части Финского залива и целый ряд исследований, направленных на получение достоверных оценок по нагрузкам (Pitkanen et al., 2001; Фрумин, Басова, 2007), по-прежнему дискуссионной остается проблема разделения природных и антропогенных факторов, как режимообразующих (Савчук, 1994, 2005).

Наряду с временной изменчивостью, гидрохимические характеристики восточной части Финского залива отличаются высокой пространственной изменчивостью. Зональные различия в распределении гидрохимических характеристик, наряду с другими особенностями — морфометрическими, гидрофизическими, гидродинамическими и геохимическими позволили осуществить районирование акватории залива, которое в настоящее время нашло широкое применение как для анализа гидрохимических условий (Шпаер, 1997; Pitkanen, 1991), так и биотической составляющей экосистемы залива (Макарова, 1997; Eremina, Lange, 2003).

В связи с проблемой эвтрофирования восточной части Финского залива в последние два десятилетия наибольший интерес у исследователей вызывало изучение режима биогенных соединений, в особенности фосфора, кислородного режима в придонных водах, а также анализ факторов, обуславливающих возникновение гипоксии (Шпаер, 1997; Савчук, 1997, 2005; Pitkanen, 2001; Аверкиев, Еремина, 2004; Максимов, 2006). Наиболее детальный и всесторонний анализ режима фосфора и кислородных условий в заливе был выполнен на основе обобщения большого натурального материала (Шпаер, 1997). В основу анализа были положены многолетние данные натуральных наблюдений, выполняемых на сети ОГСН Север-Запад-

ным управлением Гидрометслужбы и дополненные данными наблюдений, полученными в ходе выполнения работ по международному проекту «Год Финского залива 1996» в рамках российско-финского сотрудничества.

В последующие годы в виду сокращения регулярных наблюдений и числа станций сети Северо-Западного управления Росгидромета, а также в связи с недоступностью имеющихся данных для использования специалистами, равно как и данных, получаемых отдельными организациями, проводящими измерения для различных целей, связанных в основном с осуществлением или планированием деятельности по использованию природной среды залива, количество исследований по изучению гидрохимических условий в первой половине нынешнего столетия заметно сократилось. Особенно это отразилось на изученности гидрохимических характеристик глубоководной части залива. В то же время современные гидрохимические условия в Невской губе и мелководной части Финского залива в большей степени освещены в литературе (Качество морских вод..., 2002; Фрумин, Леонова, 2002) в виду лучшей обеспеченности данными натурных наблюдений, что позволяет оценивать и анализировать динамику изменения гидрохимических условий в этой части Финского залива.

Вместе с тем, исследования гидрохимических условий в глубоководных районах являются крайне необходимыми для лучшего понимания и оценки развития процесса эвтрофикации Финского залива. Поэтому, целью данного исследования является анализ пространственно-временной изменчивости гидрохимического режима восточной части Финского залива на основе современных данных наблюдений, полученных в период проведения регулярных исследований Российским государственным гидрометеорологическим университетом по проекту МОК-ЮНЕСКО «Балтийский плавучий университет» и федеральной целевой программе «Исследование природы Мирового океана».

К сожалению, в анализ гидрохимических условий в восточной части Финского залива не будет включена внутригодовая изменчивость гидрохимических характеристик ввиду отсутствия необходимых для этого данных наблюдений, что, несомненно, затрудняет получение общей картины динамики биогенных элементов в годовом цикле, крайне важной для оценки их трансформации с учетом влияния антропогенных нагрузок. Однако, по мнению авторов, использованный для анализа гидрохимических условий материал все же позволит несколько расширить представление о происходящих гидрохимических процессах и их изменчивости в современных условиях.

Для анализа пространственной и межгодовой изменчивости гидрохимических характеристик на конец июля – начало августа на акватории восточной части Финского залива использованы данные наблюдений за 2000–2007 гг. Исследования в восточной части Финского залива выполнялись на разрезах, близких к меридиональным и на отдельных репрезентативных станциях. Количество выполненных станций изменялось за указанный период исследований. Так, в августе 2000 г. в восточной части залива было выполнено всего 6 станций. С 2001 по 2004 г. ко-

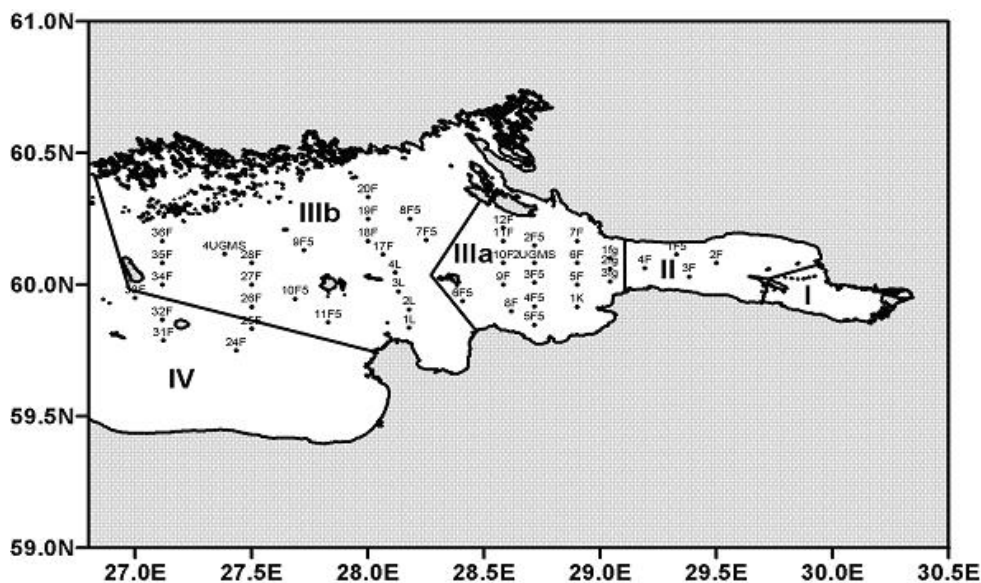


Рис. 1.3.1. Схема станций и районирование восточной части Финского залива (станции 4UGMS и 2UGMS расположены в точках, имеющих те же координаты, что и станции государственной сети мониторинга 4 и 2, соответственно).

личество станций от о. Котлин до о. Гогланд возросло до 25–27, а с 2006 г. стала выполняться еще более учащенная сетка станций (до 45 ст.). Общая схема расположения станций за период измерений РГГМУ приведена на рис. 1.3.1.

Гидрохимические определения выполнялись согласно «Руководству по химическому анализу морских вод», имеющему статус Руководящего документа для научно-исследовательских учреждений Росгидромета и Минэкологии (Руководство..., 1994).

Пространственная неоднородность морфометрических, гидрологических и гидрохимических параметров восточной части залива послужили основой для районирования его акватории. В настоящее время исследователями для анализа режимных характеристик восточной части Финского залива используются две схемы районирования. Одна, принятая в отечественной практике опирается на соответствующую систему экспедиционных наблюдений ОГСН, выполняемых Гидрометслужбой. Несколько иная схема районирования предложена финскими исследователями (Pitkanen, 1991). Согласно этой схеме (рис. 1.3.1.), западная граница мелководного района расположена на трансекте м. Шепелевский — м. Флотский (II), далее до о. Гогланд выделяется глубоководный район (III) с двумя подрайонами: внутренним (IIIa), ограниченным с запада трансектой о-ва Березовые — о. Сескар и внешним (IIIb), простирающимся до о. Гогланд.

Данная схема районирования представляется более полезной для анализа и описания трансформации гидрохимических показателей, так как в ней учтены геоморфологические особенности — подрайон IIIа характеризуется расширением залива и, как следствие, уменьшением скоростей течений. Здесь же происходит увеличение солености вод и все еще сохраняется влияние речного стока. Таким образом, выделенный подрайон представляет собой переходную область, в пределах которой проявляются механизмы действия маргинального фильтра (Лисицин, 1994; Артемьев, 1993), выражающиеся в интенсификации седиментационных и геохимических процессов. Поскольку анализ гидрохимических условий выполняется на основе данных наблюдений, полученных на станциях с достаточно высоким пространственным разрешением, то это позволяет использовать при анализе указанную схему.

Кислородный режим

Многолетняя изменчивость кислородных условий в придонных слоях восточной части Финского залива в 2000–2007 гг., так же как и в 80–90-е годы XX в., отличалась значительной изменчивостью кислородного режима, особенно в его глубоководной части (рис. 1.3.2). Увеличение солености, особенности межгодовой изменчивости гидрометеорологических факторов — чередование жаркой погоды в летний период с суровостью зим, и как следствие, усиление стратификации и ослабление вертикального обмена, привели к существенному снижению содержа-

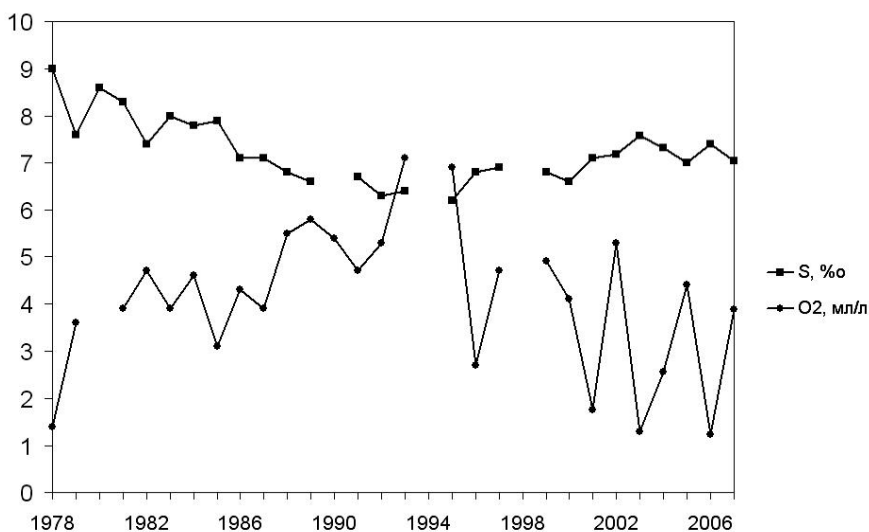


Рис. 1.3.2. Межгодовая изменчивость солености (S‰) и содержания растворенного кислорода (O₂, мг/л) в августе в глубоководном районе (ст. 4) восточной части Финского залива по данным (Шпаер, 1997) и РГТМУ (ст. 4UGMS и ст. 28).

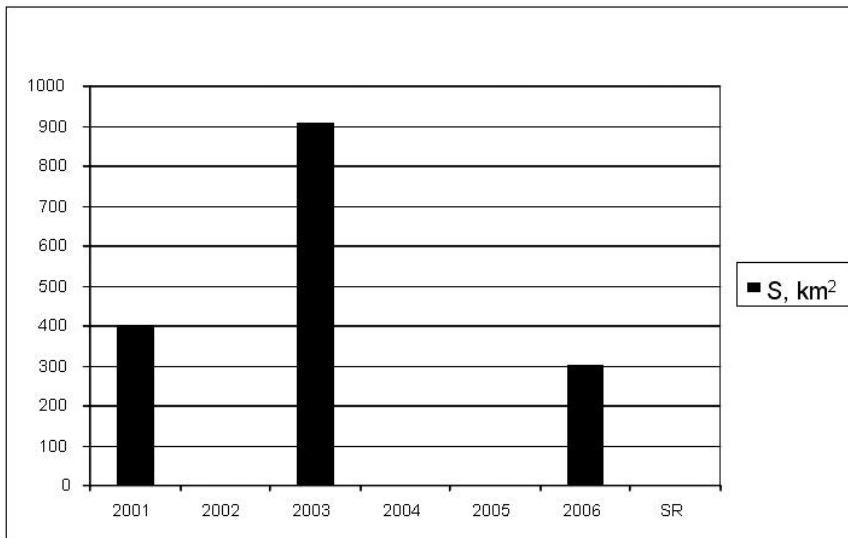


Рис. 1.3.3. Межгодовая изменчивость площади (S , км²) гипоксических зон в восточной части Финского залива, рассчитанная с помощью Системы анализа данных (DAS, Sokolov et al., 1997) по данным съемок РГГМУ в конце июля – начале августа. В 2004 г. концентрация кислорода менее 2 мл/л была обнаружена только лишь на ст. 32f у самого дна, и поэтому величина площади оказалась незначительной.

ния растворенного кислорода в 2001, 2003 и 2006 гг. и возникновению гипоксических условий, т.е. снижению концентраций до 2 мл/л и менее.

Сложившиеся в придонных слоях вод бескислородные условия в 2000-х гг., отличались значительными межгодовыми изменениями площади гипоксических зон (рис. 1.3.3).

Области с дефицитом кислорода возникали в 2001, 2003 и 2006 гг., в остальные годы кислородные условия на придонных горизонтах значительно улучшались и гипоксических зоны практически отсутствовали (рис. 1.3.3). В 2004 г. лишь на единственной станции в глубоководном районе IIIb у самого дна концентрация составляла менее 2 мл/л. Приведенные выше данные о многолетней динамике концентрации растворенного кислорода свидетельствуют о тенденции ухудшения кислородных условий в придонных слоях. Это подтверждается крайне низкими (менее 2 мл/л), по сравнению с 80-ми и 90-ми годами значениями концентраций кислорода на ст. 4, когда в течение двух десятилетий гипоксических условий не возникало (рис. 1.3.2). Следует отметить, что из-за отсутствия данных наблюдений в 1993, 1995 и 1998 гг., сведения о концентрации растворенного кислорода за эти годы не включены в рассмотрение.

Причины возникновения дефицита кислорода в первой половине 2000-х годов были различными. Увеличение солености в восточной части залива обусловлено

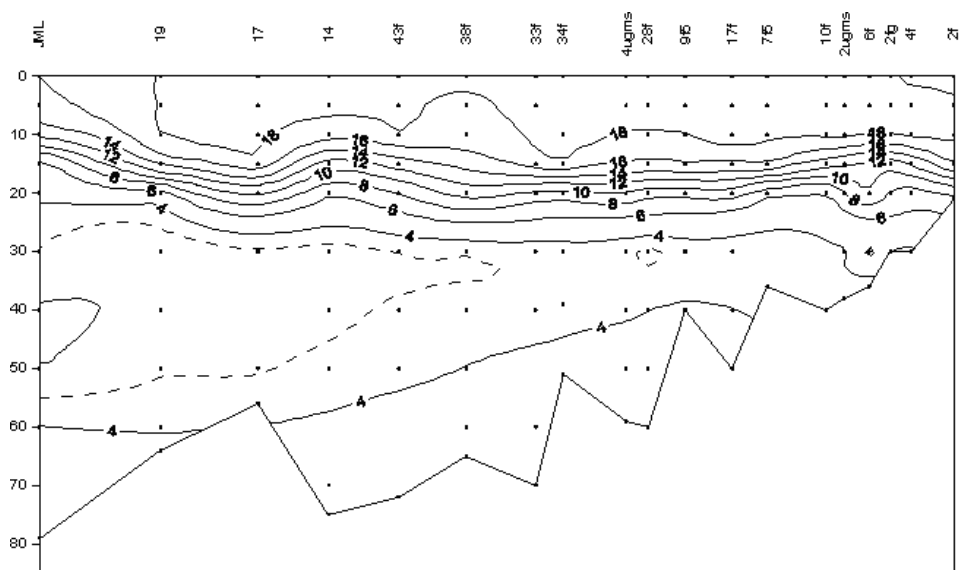


Рис. 1.3.4. Вертикальное распределение температуры воды на продольном разрезе в Финском заливе в августе 2006 г.

адвекцией соленых вод, что и явилось причиной возникновения придонной гипоксии в 2003 г., в то время как в 2006 г., на обеднение придонных слоев Финского залива кислородом повлияло не только усиление стратификации вод, вызванное устойчивой жаркой и безветренной погодой, но и сформировавшийся после суровой зимы 2006 г. мощный слой «зимней воды», препятствующий вентиляции придонных слоев (рис. 1.3.4). В 2001 г., согласно данным синхронных наблюдений, в западной части Финского залива адвекция соленых вод была слабо выражена. К сожалению, отсутствие данных о пространственном распределении солености и кислорода за предшествующий период не позволяют дать более обоснованное объяснение образованию гипоксических зон в 2001 г. Можно лишь высказать предположение, что развитию гипоксии способствовали большие запасы фосфора, которые были накоплены в водной среде под термоклином, о чем будет сказано несколько ниже.

Максимальных значений (более чем 900 km^2) площадь распространения гипоксических зон достигала в 2003 г. Причиной столь значительного возникновения гипоксических зон в 2003 г. явился заток североморских вод в Балтику, когда после заполнения Готландской котловины соленые и бескислородные воды были вытеснены из Готландской впадины в восточном направлении, заполнив собой придонные слои, включая западную часть Финского залива (Еремина, Фрумин, 2004; Аверкиев, 2004; Еремина, Карлин, 2006; Еремина 2006; Eremina, Lange, 2007). Это повлекло за собой увеличение солености (рис. 1.3.5a) и снижение концентрации

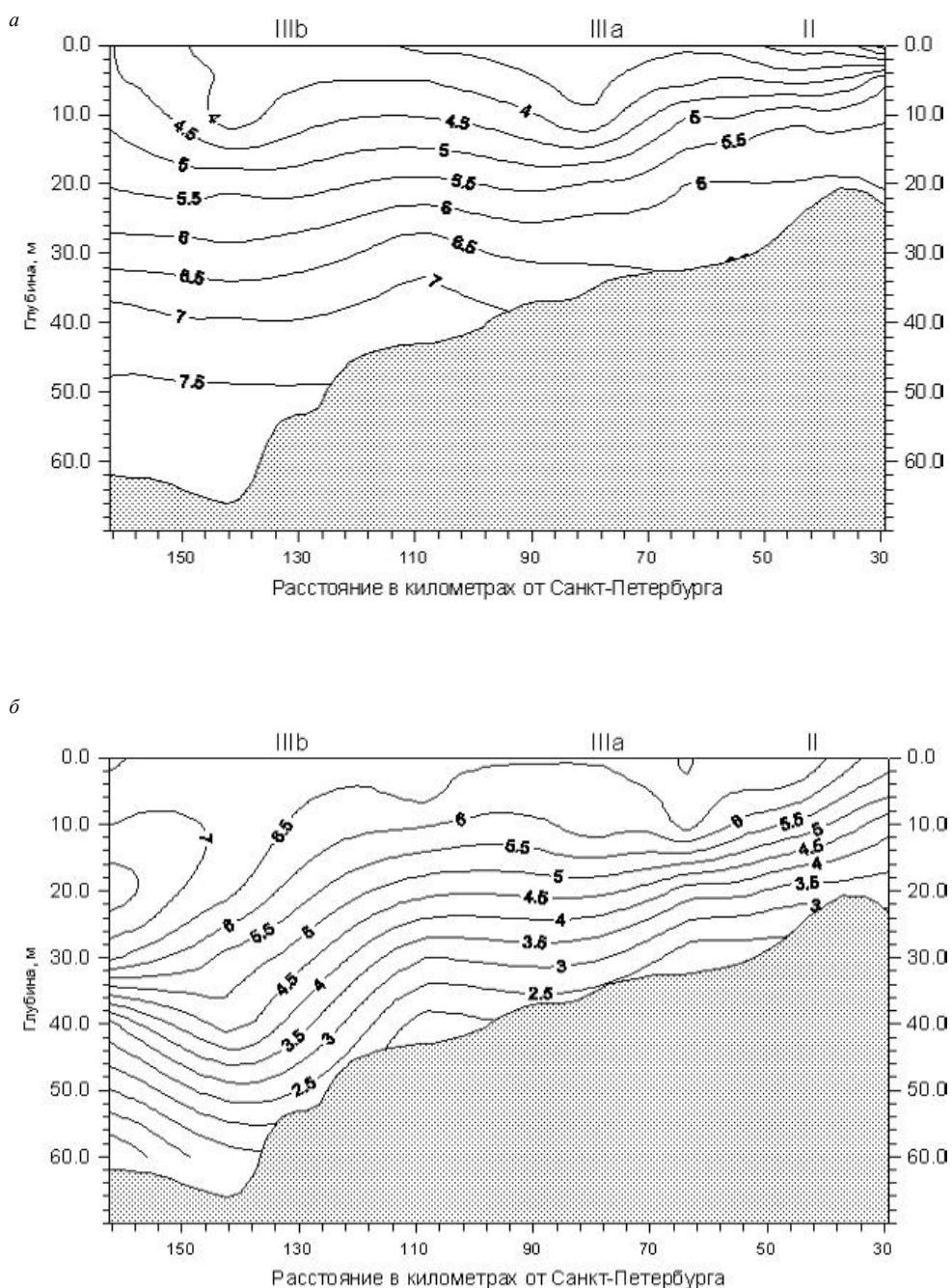


Рис. 1.3.5. Распределение солености (‰) (*a*) и растворенного кислорода (мл/л) (*b*) по оси восточной части Финского залива в августе 2003 г.

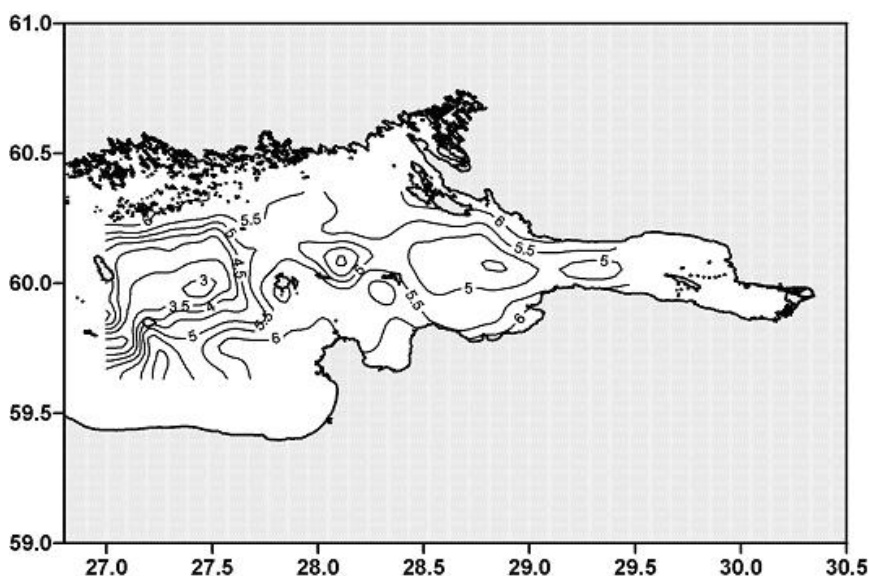


Рис. 1.3.6. Пространственное распределение содержания растворенного кислорода (мл/л) в придонном слое, среднее за период в 2001–2006 гг. в восточной части Финского залива, август.

кислорода в придонных слоях не только в глубоководном, но и в мелководном районах Восточной части Финского залива (рис. 1.3.5б). Возникновение таких обширных зон с анаэробными условиями в донных отложениях способствовало высвобождению значительного количества фосфатов со дна (Савчук, 2005). Пополнение бюджета фосфора из внутренних источников в водной среде залива, как известно, в свою очередь усиливает развитие эвтрофикации в заливе (Голубков, Максимов, Шилин, 2004).

На основе собранной натурной информации за 2001–2006 гг. была построена средняя за указанный период наблюдений карта пространственного распределения содержания растворенного кислорода в придонном слое (рис. 1.3.6). Осреднение проводилось с использованием системы DAS. Карта отражает основные черты пространственной изменчивости кислорода — уменьшение содержания кислорода от мелководной части к глубоководной, с локализованными зонами пониженных значений концентраций растворенного кислорода в придонных слоях. Максимальная по площади область дефицита кислорода была расположена в глубоководном внешнем районе (Шв), несколько южнее о-ва Гогланд, и вытянута в восточном направлении, занимая пространство между о-вами Гогланд и Мощный. Во второй локальной области, расположенной к северу между о-вами Мощный и Сескар среднегодулетние значения в придонном слое изменяются от 3.5 до 4.5 мл/л. И совсем незначительный минимум выделяется в глубоководном внутрен-

нем районе (Ша), где осредненные значения концентрации кислорода составляли 4.0–4.5 мл/л.

Таким образом, наметившаяся в начале XXI столетия тенденция усиления стратификации вод и ослабления вертикального обмена, обусловленная природными факторами, привела к ухудшению кислородного режима глубоководного района восточной части Финского залива. Повторяемость явлений, приводящих к возникновению сильного летнего дефицита кислорода в придонных слоях, увеличилась.

Биогенные элементы

Для Восточной части Финского залива фосфор является наиболее важным из показателей гидрохимического режима. Усиление интенсивности цветения синезеленых водорослей и увеличение частоты его возникновения, особенности кислородных условий в придонных слоях и поступление фосфора из открытой Балтики отразились на режиме фосфора в восточной части Финского залива в 2000-х годах. Многолетняя динамика содержания фосфатов в придонном слое на ст. 2 UGMS, расположенной во внутреннем глубоководном районе Ша показывает, что наибольшее увеличение концентрации фосфатов наблюдалось в 1996 и 2003 гг., что связано, как уже упоминалось выше, с адвекцией соленых, обедненных кислородом и обогащенных фосфором вод (рис. 1.3.7). Увеличение концентрации фосфатов в 2006 г. обусловлено ослаблением вертикального обмена и низким содержанием кислорода в придонном слое.

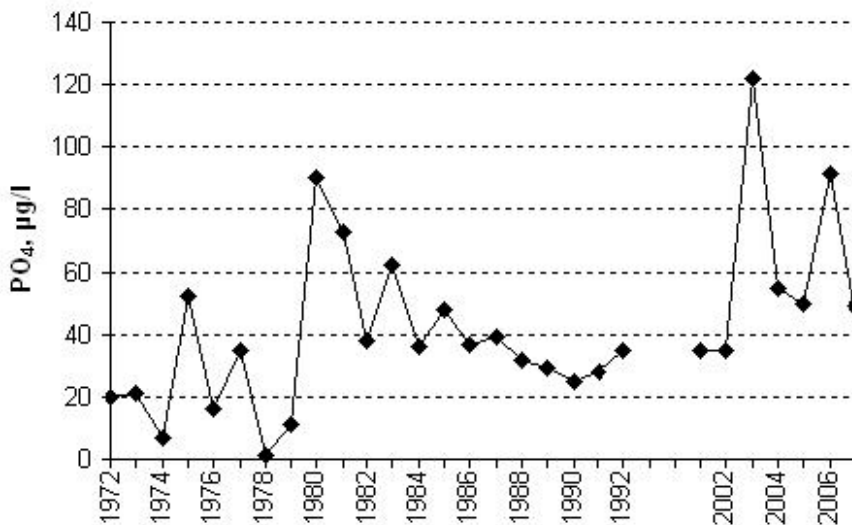


Рис. 1.3.7. Межгодовые изменения концентрации фосфатов (мкг/л) на ст. 2 по данным СЗУГМС (Шпаер, 1997) и РГГМУ.

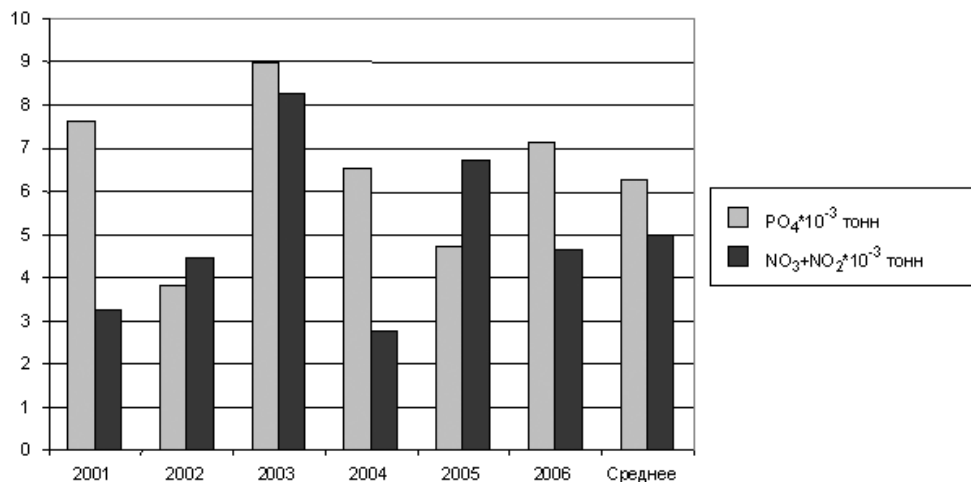


Рис. 1.3.8. Изменение запаса фосфора (фосфатов) и минеральных форм азота (нитриты + нитраты) в толще вод под фотическим слоем в восточной части Финского залива, август.

В 2003 г. концентрация фосфатов на ст. 2UGMS составляла 122 мкг/л, что значительно выше концентраций, наблюдаемых в этом районе в течение последних трех десятилетий.

О существенной изменчивости содержания фосфатов и минеральных форм азота в толще вод ниже слоя фотосинтеза свидетельствует расчет динамики их запасов (рис. 1.3.8), выполненный с помощью Системы анализа данных (DAS). Полученные результаты показывают, что наряду с увеличением содержания минерального фосфора, в 2003 г., более чем в 1.5 раза от их среднего за расчетный период значения возросло количество нитритов и нитратов.

Таким образом, в 2003 г. восточная часть Финского залива получила дополнительно минеральные соединения азота и фосфора в количестве, сопоставимом, а по фосфору превышающем годовую нагрузку на Финский залив (Савчук, 2005).

Анализ динамики биогенных соединений в постзатокный период показал (Еремина и др., 2007), что к 2004 г. высокие концентрации фосфатов сохранились под галоклином в промежуточных водах Северной Балтики и прилегающей к нему западной части Финского залива, в результате чего, несмотря на отсутствие гипоксии в восточной части залива, запас фосфора в водной толще здесь оставался достаточно высоким. Вместе с тем, сложившиеся после затока условия привели к значительному сокращению содержания нитратов, а в Северной Балтике к их практически полному исчезновению в водной толще — от поверхности до самых глубинных слоев — 100–120 м, что и обусловило в 2004 г. самое заметное снижение содержания нитратов в сравнении с другими годами наблюдений (рис. 1.3.8).

Для среднемноголетнего (2001–2006 гг.) пространственного распределения фосфатов и нитратов в поверхностном слое в начале августа характерен незначительный диапазон изменчивости концентраций (рис. 1.3.9, 1.3.10) (в пределах 1–7.5 мкг/л). Утилизация минерального фосфора и азота сине-зелеными водорослями (Ланге, Шилин, 2004) в позднелетний период приводит к практически их полному исчезновению в поверхностном слое на части исследуемой акватории. В пространственной изменчивости, как фосфатов, так и нитратов слабо выделяется влияние Невской губы, что проявляется в незначительном максимуме в мелководном районе и уменьшении концентрации фосфатов и нитратов в западном направлении (рис. 1.3.9, 1.3.10). В глубоководной части наличие относительного максимума концентрации (более 6 мкг/л) и расположение изолиний, свидетельствует о проявлении влияния прилегающего Нарвского залива.

Хорошо известно, что для распределения фосфора в придонных слоях в целом характерно увеличение его содержания в западном направлении с увеличением глубины и солености (Шпаер, 1997). Ярче всего эта тенденция проявляется в августе, при максимальном развитии вертикальной стратификации вод (рис. 1.3.11).

Увеличение концентрации до 50 мкг/л, частично — в мелководном районе, и более обширный по распространению максимум концентрации фосфатов в прилегающем к нему глубоководном районе III обусловлены снижением скорости течения и физико-химическими процессами — седиментацией, флокуляцией растворенной органики и дальнейшей ее минерализацией, десорбцией фосфатов с

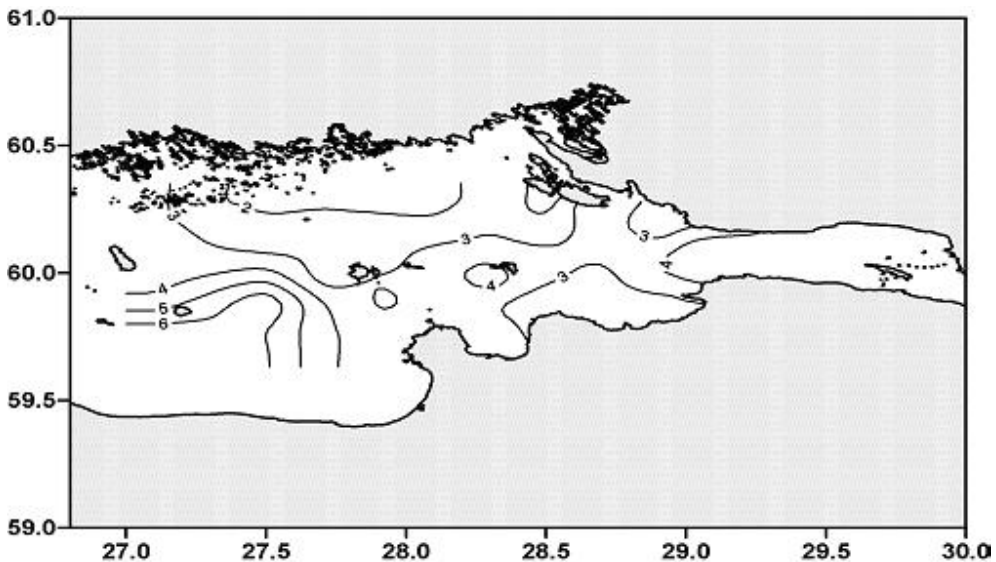


Рис. 1.3.9. Среднемноголетнее распределение фосфатов (мкг/л) на поверхности в восточной части Финского залива, август.

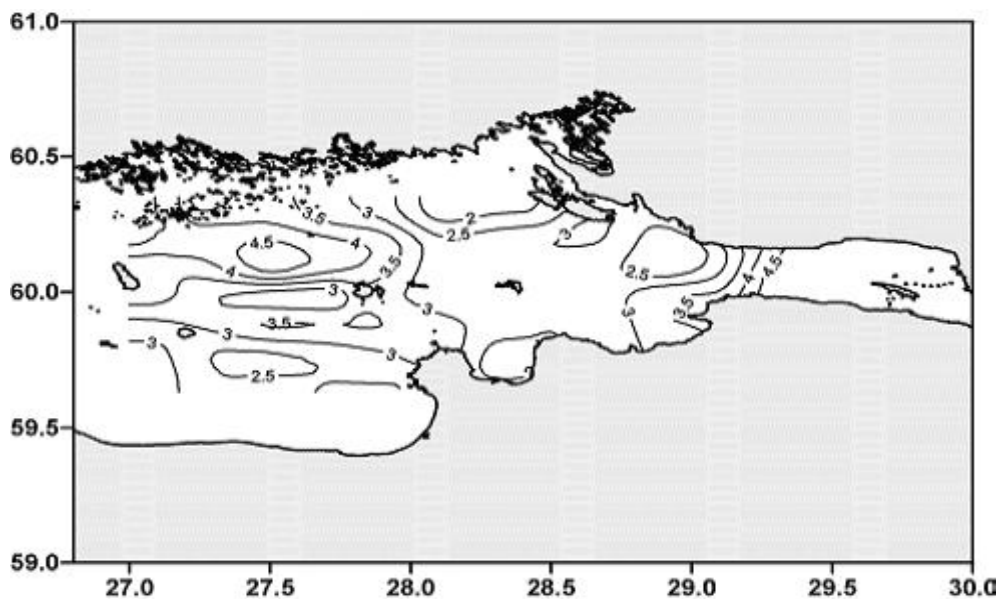


Рис. 1.3.10. Среднегодовое распределение минеральных форм азота (нитриты + нитраты, мкг/л) на поверхности в восточной части Финского залива, август.

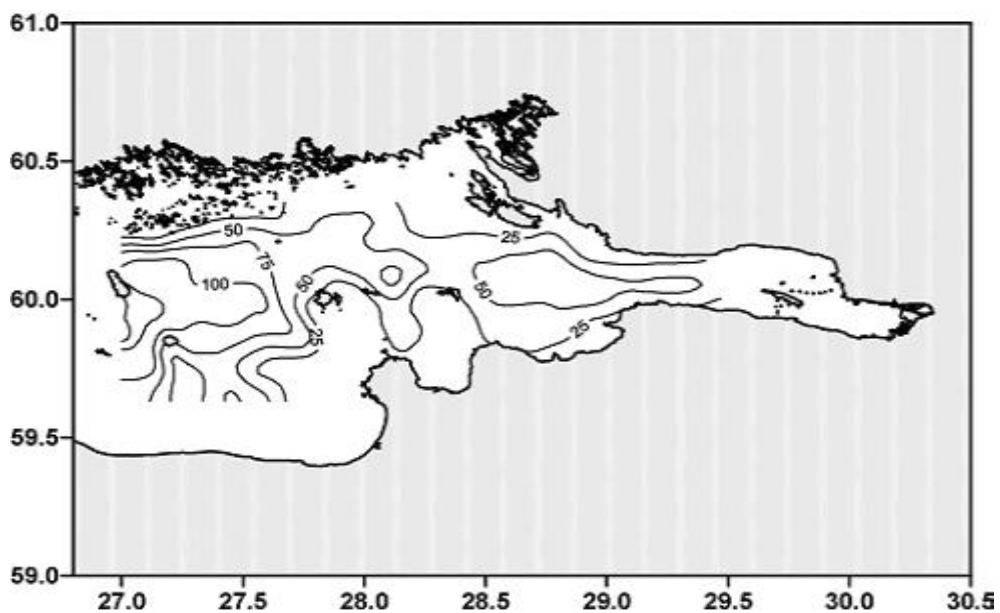


Рис. 1.3.11. Среднегодовое распределение минерального фосфора на придонном горизонте (мкг/л) в восточной части Финского залива, август.

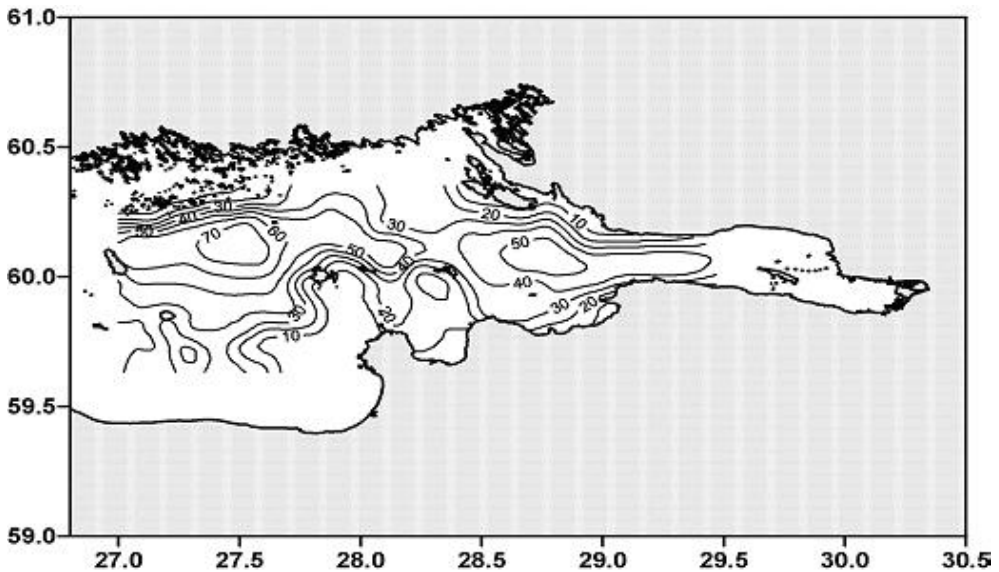


Рис. 1.3.12. Среднемноголетнее распределение минеральных форм азота (нитриты + нитраты, мкг/л) на придонном горизонте восточной части Финского залива, август.

поверхности взвешенных частиц, а также биологическими механизмами, совместно действующими в области смешения вод в диапазоне изменения солености от 1 до 3‰ (Лисицин, 1994). В этой же области отмечается и увеличение концентрации минеральных соединений азота (рис. 1.3.12) до близких по величине к фосфатам значений 40–50 мкг/л.

Возрастание средних значений содержания фосфатов наблюдается в самом глубоководном районе залива IIIb, где осредненные за шестилетний период значения концентраций изменяются от 25 мкг/л возле о. Мощный до 125 мкг/л у о. Гогланд.

Увеличение концентрации фосфатов в придонном слое коррелирует с соленостью, однако эта связь обнаруживается только в мелководном и глубоководном подрайонах IIIa (рис. 1.3.13), что свидетельствует о существенной роли импорта фосфора в эти районы в результате адвекции соленых и богатых фосфором вод из открытой Балтики. В глубоководных районах, где содержание фосфатов в значительной мере определяется не только адвекцией соленых вод, но и гипоксиейными условиями, корреляционная связь не выявляется. Вместе с тем, во всех выделенных районах выявляется связь между концентрацией фосфатов и содержанием кислорода у дна (рис. 1.3.14).

Увеличение солености и поступление фосфатов в результате водообмена с открытой Балтикой, нарушение условий вертикального обмена, аккумуляция фосфора во внутреннем глубоководном подрайоне IIIa, расширение гипоксических зон — все

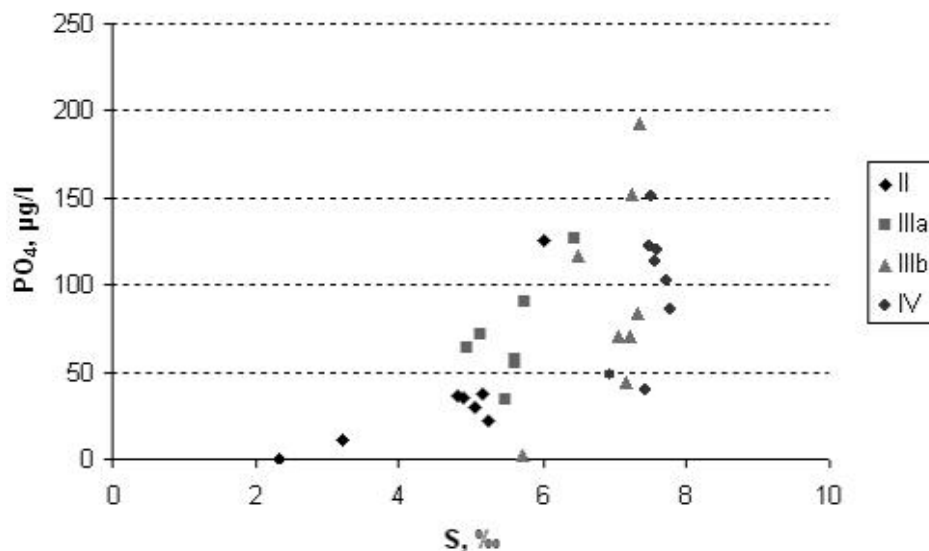


Рис. 1.3.13. Концентрация фосфатов (мкг/л) у дна в различных районах восточной части Финского залива в зависимости от солёности (мл/л) у дна по данным измерений РГГМУ за период с 2000 по 2007 г., август.

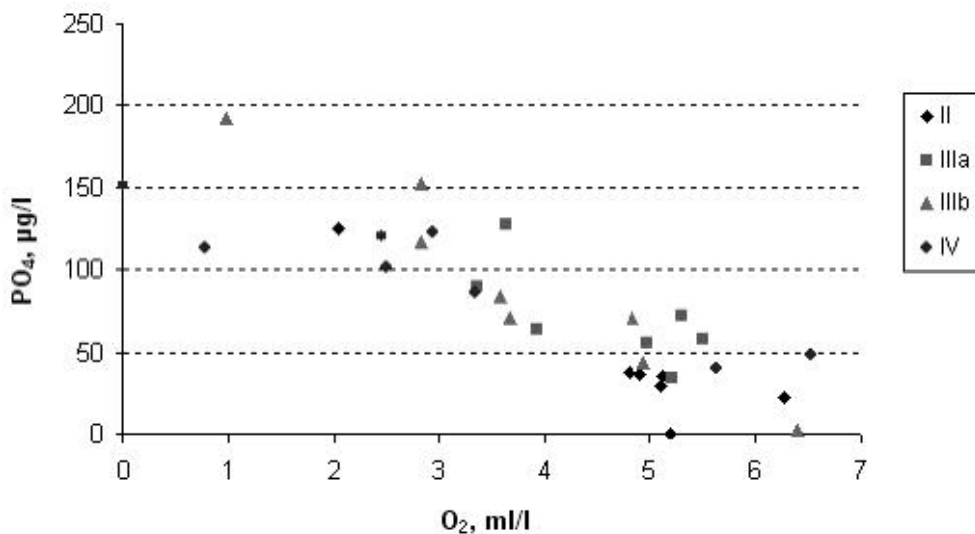


Рис. 1.3.14. Концентрация фосфатов (мкг/л) у дна в различных районах Восточной части Финского залива в зависимости от концентрации растворенного кислорода (мл/л) у дна по данным измерений РГГМУ за период с 2000 по 2007 г., август.

эти природные факторы обусловили увеличение содержания фосфатов в придонных слоях глубоководной части залива по сравнению с 1980-ми и 1990-ми годами.

Происходящие в 2000-х годах изменения, обусловленные природными факторами совместно с увеличением нагрузок по биогенам за счет активизации деятельности в Невской губе и за ее пределами, приводящей к сильнейшему взмучиванию донных отложений, их перераспределению и выносу в глубоководные районы, не дают оснований надеяться на улучшение экологического состояния восточной части Финского залива без принятия мер по сокращению антропогенной нагрузки.

1.4. ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ И ИХ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ

Донные отложения морей и озер играют особую роль в состоянии экосистем. С одной стороны, они являются субстратом для бентосных организмов и гранулометрический состав поверхностных образований играет определяющую роль в формировании бентосных сообществ. С другой стороны, большинство химических компонентов, поступающих в водные бассейны, как в растворенной форме, так и с аэрозолями, в конечном счете, аккумулируются в донных образованиях, а изменение физико-химических условий, в частности, кислородного режима в придонном слое воды, приводит к усилению инфильтрации иловых вод и вторичному загрязнению водной толщи. Не менее важным являются и литодинамические процессы, изменение характера и интенсивности которых может быть спровоцировано воздействием антропогенных факторов. В результате смена характера донных осадков приводит к изменению видового состава донных организмов, а иногда и к перестройке структуры их биоценозов. Литологический состав в гораздо большей степени, чем внешние источники поступления осадочного материала, может определять геохимическую структуру осадков. Коэффициент сорбции глинистых отложений намного превосходит песчаные, а минеральный состав (в частности, наличие или отсутствие монтмориллонита) может в разы изменить содержание того или иного компонента в них.

Эстуарий реки Невы, с точки зрения седиментационных процессов, представляет сложную систему, в которой, в соответствии с общей схемой, выделяются внутренний эстуарий или Невская губа, и внешний эстуарий, граница которого проходит по линии м. Стирсудден — м. Шепелев. По геохимическим данным, именно здесь прекращается определяющее влияние неевского стока на характер формирования донных отложений и их геохимическую структуру и именно здесь аккумулируется большая часть загрязняющих веществ, поступающих от Санкт-Петербургского мегаполиса и со стоком р. Невы (Водные..., 2002). Это не совсем совпадает с гидробиологическим определением неевского эстуария, в состав которого обычно включается и акватория между мысом Шепелев и островом Сескар (Pitkänen, 1994), но с седиментологической точки зрения, указанная акватория относится уже к переходной зоне Финского залива, разделяющей его открытую часть и эстуарий реки Невы.

Донные осадки описываемого района достаточно хорошо изучены. Выполненное здесь геологическое картирование масштаба 1 : 200 000 (ВСЕГЕИ, 1981–1995 гг.) позволило создать подробные карты донных осадков, которые легли в основу геоэкологического районирования восточной части Финского залива (Рыбалко и др., 1996). С 2000 г. здесь осуществляется федеральный мониторинг геологической среды (ФГУНПП «Севморгео»), многие элементы которого, в том чис-

ле основной комплекс измеряемых параметров и сеть наблюдений, являются на следием впервые организованного комплексного мониторинга природной среды Балтики в рамках программы «Международный геоэкологический (экологический) патруль — МЭП», идея и руководство которой принадлежит ВСЕГЕИ (Создать..., 1998). Изучение донных отложений Невской губы было еще более интенсивным как в связи с близостью научных и производственных организаций к объекту исследований, так и из-за интенсивного хозяйственного освоения этой акватории (портовые сооружения, судоходные пути, намыв новых городских территорий, строительство комплекса защитных сооружений). В рамках короткого раздела совершенно невозможно упомянуть всех исследователей донных отложений, среди которых, наряду с геологами, присутствовали видные гидробиологи, гидрологи, гидрографы, инженеры-строители и представители других специальностей, для которых состав донных осадков и особенности их пространственного распространения представляли непосредственный интерес. Данный раздел написан, в основном, по материалам геологической съемки, в результате которой была составлена карта донных осадков масштаба 1 : 100 000 (ВСЕГЕИ) и федерального мониторинга геологической среды за период с 1995 по 2006 г. (1995–1998 — ВСЕГЕИ, с 1999 г. — ФГУНПП «Севморгео»).

Донные отложения эстуария р. Невы

Невская губа включает в себя внешнюю часть дельты реки Невы, переходную часть и впадину, ограниченную изобатой 5 м. Отдельно следует рассматривать прибрежные зоны: северную и южную, которые условно можно ограничить изобатой 1 м. Особым районом является юго-восточная часть губы, к югу от входных дамб, которая характеризуется застойным гидрологическим режимом.

Сама Невская дельта не является аккумулятивным образованием, а представляет собой серию рукавов, прорезающих толщу литориновых и анциловых отложений и образовавшуюся в результате прорыва ладожских вод в Финский залив около 2000 лет назад. Так как р. Нева, являющаяся, по сути, протокой, соединяющей Ладожское озеро и Балтийское море, характеризуется очень низким твердым стоком, в приустьевой части реки практически отсутствуют песчаные аккумулятивные формы. Известные отмели, разделяющие акватории основных водотоков (Синефлажковая, Золотой остров и др.), представляют останцовые отложения, сложенные глинами и перекрытые сверху тонким (не более 10–15 см) слоем песков. Распределение донных отложений сильно изменилось под влиянием деятельности человека не только со времен Петра I, но и с 60-х годов прошлого века.

Подробная характеристика распределения донных отложений в Невской губе неоднократно приводилась нами ранее. В данном разделе остановимся на общих чертах распределения основных литотипов донных отложений в связи с фациальными условиями их накопления.

Донные отложения Невской губы представлены всеми основными гранулометрическими типами: от валунов до пелитов. Распространение их определяется как особенностями донного рельефа, так и динамикой среды осадконакопления. Грубо обломочные отложения (валунные, валунно-галечные, гравийно-галечные и резе гравийные) занимают около 15% площади Невской губы. Они окаймляют мыс Лисий нос, покрывают поверхность отмели вокруг о. Котлин и в виде пятен прослеживаются вдоль южного берега. Это неоднородные осадки. Между отдельными валунами залегает песчаный субстрат. Появление подобных отложений связано с размывом ледниковых отложений и глубины их распространения составляют 0–4 м.

Песчаные отложения являются одним из наиболее распространенных типов донных осадков в Невской губе. Они представлены практически всеми разностями от крупно- до тонкозернистых. Крупнозернистые пески обычно с примесью гравия и гальки пространственно и генетически связаны с полями грубообломочных образований. Мощность их обычно не превышает 0.20–0.25 м, чаще составляя 0.05–0.10 м. Ниже, с резким несогласием залегают плотные глинистые отложения более древнего возраста.

Среднезернистые и мелко-среднезернистые пески представлены двумя генетически разнородными типами. Плохо сортированные разности их с примесью грубообломочного материала и алевропелитовых частиц развиты преимущественно на поверхности гряды к северу от о. Котлин, а также у северного берега и в приустьевых частях Невской дельты. Мощность их небольшая (до 0.1 м), ниже залегают глины ледниково-озерного генезиса. Хорошо сортированные среднезернистые песчаные отложения. Второй тип среднезернистых песков отличается сравнительно хорошей сортировкой, практически полным отсутствием примеси грубообломочного материала и низким содержанием пелитовых частиц. Они встречаются вблизи устьев Большой и Средней Невки, а также образуют вытянутые аккумулятивной формы, возникшие на искусственных ряжевых преградах, сооруженных к северу и югу от о. Котлин в XVII в. (Логвиненко и др., 1988). Мощность их может достигать нескольких метров, а происхождение связано с аккумуляцией под действием течений.

Мелкозернистые и тонко-мелкозернистые пески покрывают более 50% поверхности дна Невской губы. Среди них различаются плохосортированные разности с постоянным присутствием среднепсаммитовых частиц и фракции < 0.01 мм (до 10–15%). Они развиты на различных глубинах и обычно перекрывают подводные выходы плейстоценовых глин. Мощность их обычно небольшая (до 0.1 м), иногда достигает 1 м. Обычно они маркируют места размыва или транзита обломочного материала. Встречаются главным образом, на подводном продолжении о. Котлин. Мелкозернистые, хорошо сортированные, прекрасно отмывшие пески существенно кварцевого состава залегают обычно на глубинах 0–6 м в зоне воздействия волнения. Они слагают небольшие аккумулятивные тела в вогнутых участках берега между Петродворцом и Ломоносовым, а также к западу от Лахтинского разлива. Ими же сложена авандельта р. Невы.

Алевритистые и глинистые пески, а также сходные с ними по гранулометрическому составу песчаные алевриты развиты преимущественно между 5-метровой впадиной в западной части губы и песками невской авандельты, а также в юго-восточной части губы, южнее Санкт-Петербургского порта и на Ломоносовской отмели. Эти осадки характерны для искусственных выработок и покрывают дно Пассажирской гавани на Васильевском острове и подводных карьеров в Северной и Южной Лахте. Также они зафиксированы с внутренней стороны южного створа комплекса защитных сооружений в районе пос. Бронка. Здесь они имеют явно техногенное происхождение и постепенно перекрывают поверхность Ломоносовской отмели. Для них характерна достаточно высокая примесь алевро-пелитовых частиц (до 30%). Эти осадки уже обладают заметной текучестью, а повышенное содержание тонких фракций обуславливает увеличение сорбционной способности донных отложений.

Глинистые осадки включают в себя пелитовые, алевро-пелитовые, пелитово-алевритовые, а также смешанные алевро-песчано-глинистые осадки. Характерной их чертой являются высокое содержание фракции < 0.01 мм, превышающее 50%, и значительное количество частиц < 0.001 мм (25 и более процентов). На поверхности осадка обычно фиксируется своеобразный интенсивно флокулированный наилкок, мощностью до 5 мм. Он сложен преимущественно органо-минеральными соединениями, которые полностью растворяются на глубине 2–3 см. Весьма характерны и другие свойства этих отложений: высокая влажность, низкая плотность, высокая текучесть и относительно слабое уплотнение по глубине. Эти осадки накапливаются в обширной, вытянутой в широтном отношении, впадине с глубинами 4–5 м, расположенной к востоку от о. Котлин. Они занимают до 40% поверхности дна Невской губы и являются прекрасными сорбентами, что предопределяет преимущественное накопление в них микроэлементов и других химических веществ.

Внешний эстуарий р. Невы, представляет из себя вытянутую в широтном направлении впадину с глубинами 20–25 м, которая получила название Шепелевский плес, разделенную на две части подводным продолжением о. Котлин и обрамленную с обеих берегов террасами, бровки которых имеют отметки около 10–12 м и высотой уступа 10–15 м. От открытой части района внешний эстуарий отделяется зоной конседиментационного тектонического поднятия, которое не выражено практически в рельефе, но представляет линейную субмеридиональную зону выхода подстилающих пород. В результате на одних и тех же глубинах развиты принципиально различные осадки: илы в пределах эстуария и в Сескарской впадине и песчаные образования на Стирсудден-Шепелевском пороге (рис. 1.4.1).

Как и в Невской губе, донные отложения восточной части Финского залива представлены всеми основными гранулометрическими разностями: от валунов до пелитов. Распространение их определяется как особенностями донного рельефа, так и гидрологическими факторами.

Грубообломочные отложения (валунные, валунно-галечные, гравийно-галечные и, реже, гравийные) развиты на подводном продолжении о. Котлин, окаймляют

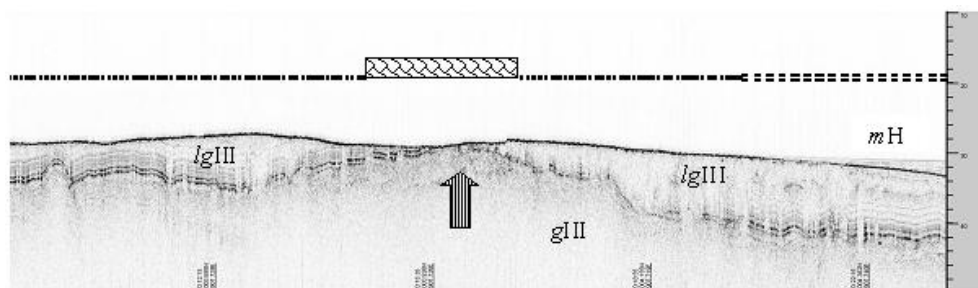





Рис. 1.4.1. Конседиментационное поднятие, разделяющее Невский эстуарий и Сескарский бассейн.

Четвертичные отложения: *mH* — морские голоценовые илы; *lgIII* — ледниково-озерные глины верхнеплейстоценового возраста; *g* — морена лужская. Донные отложения: — илы;  — пески;  — валуны, галька, песок;  — центр конседиментационного поднятия.

мыс Стирсудден и в виде локальных скоплений протягиваются вдоль южного берега залива. Площадь их распространения ограничена и не превышает 15% поверхности дна в пределах Шепелевского плеса. Валуны и скопления крупной гальки чередуются с пятнами разнородных песков, заполняющих пространства между ними и присыпая грубообломочный материал с поверхности. Нижний предел распространения валунно-галечных и гравийно-галечных осадков составляет 6–10 м.

Песчаные отложения являются одним из наиболее распространенных типов донных осадков и различаются как по происхождению, так и по особенностям гранулометрического состава. Крупнозернистые, обычно плохо сортированные пески, содержащие примесь гравия и гальки, тесно связаны с грубообломочными образованиями либо окаймляя их, либо образуя небольшие скопления среди валунов. Они приурочены к глубинам 5–10 м, мощность их обычно не превышает 20–25 см, чаще составляя 5–10 см. Ниже залегают плотные глинистые осадки.

Среднезернистые и мелко-среднезернистые пески представлены двумя генетически разнородными типами. На глубинах до 10 м развиты плохо сортированные пески, с постоянной примесью грубообломочного материала и алевропелитовых частиц, содержание которых может достигать 5–10%. Мощность песков небольшая (до 10 см), ниже залегают ледниково-озерные глины. Описываемые осадки встречаются в виде мелких пятен на поверхности гряды к северу от о. Котлин, на цокольной террасе у м. Шепелев, а также у северного берега. Второй тип среднезернистых песков отличается сравнительно хорошей сортировкой, практически полным отсутствием примеси грубообломочного материала и низким содержанием пелитовых частиц. Эти пески слагают подводную аккумулятивную террасу, протягивающуюся от м. Песчаный до м. Стирсудден. Мощность песчаного покрова может достигать 10 и более метров. Пески залегают в интервале глубин 6–12 м.

Среди *мелкозернистых и тонко-мелкозернистых песков* развиты как плохо сортированные разности с примесью среднепсаммитовых частиц и постоянным присутствием фракции < 0.01 мм (до 10–15%), так и хорошо сортированные, практически отмытые песчаные отложения. Первые развиты на различных глубинах и обычно перекрывают подводные выходы плотных глин четвертичного возраста и встречаются на поверхности цокольной террасы между Красной Горкой и м. Шепелев и на подводном продолжении о. Котлин. Мощность описываемых отложений обычно небольшая (до 10 см), редко достигает 1 м. Хорошо сортированные пески генетически связаны с зоной воздействия волнения и приурочены к глубинам 0–6 м. Они протягиваются вдоль северного и южного берега, выполняя вогнутые части береговой линии. Характерной чертой этих песков является их высокая подвижность и вынос тонкого материала.

Глинистые (пелитовые) отложения являются одним из главных типов донных осадков в восточной части Финского залива. Они включают в себя пелитовые, алевропелитовые, пелитово-алевроитовые разности, а также смешанные алевро-пес-

Таблица 1.4.1

Гранулометрический состав донных отложений Финского залива
(по данным работ 2006 г.)

№ п.п.	№ образца	Гранулометрический состав в % по весу, размер фракций в мм								
		>1.00	1–0.5	0.5–0.25	0.25–0.10	0.10–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	< 0.001
1	06/36	–	0.01	0.07	4.65	10.30	44.06	16.91	14.34	9.66
2	06/39	0.63	1.74	0.64	9.75	21.09	44.63	7.52	7.28	6.72
3	06/41	5.90	4.67	5.61	51.96	7.71	14.39	2.52	3.28	3.96
4	06/43	0.05	0.18	0.43	16.89	32.34	31.61	5.27	6.20	7.03
5	06/44	0.34	2.17	6.47	35.55	22.05	24.83	2.10	3.05	3.44
6	06/48	0.13	0.09	0.22	9.89	38.09	29.48	5.46	7.28	9.36
7	06/31	–	0.26	0.78	2.78	25.51	25.21	9.33	28.01	8.12
8	06/32	0.77	1.27	0.83	3.96	6.38	31.32	7.03	20.52	27.92
9	06/33	0.02	0.22	0.45	0.65	4.66	16.16	7.18	30.53	40.13
10	06/34	–	0.16	0.23	0.47	6.63	11.71	8.11	31.53	41.16
11	06/35	–	0.41	0.74	2.79	6.48	29.15	8.67	22.06	29.70
12	06/49	–	0.08	0.49	2.68	6.11	35.37	8.32	20.81	26.14
13	06/50	–	0.10	0.44	2.44	4.87	21.79	7.85	26.15	36.36
14	06/51	–	0.09	0.20	1.76	1.64	15.70	9.42	28.25	42.94
15	06/52	0.39	0.15	0.55	1.37	0.04	14.92	15.61	27.82	39.15
16	06/53	–	0.02	0.05	0.60	4.83	9.12	11.84	31.90	41.64
17	06/54	–	0.10	0.26	0.26	0.68	13.65	13.65	32.41	38.99
18	06/55	–	0.07	0.09	0.41	2.26	5.32	15.06	38.08	38.71
19	06/56	–	–	0.07	0.25	0.86	9.82	13.39	35.71	39.90
20	06/57	–	–	0.17	0.66	1.58	14.52	17.58	32.86	32.63
21	06/58	0.10	0.15	0.12	0.67	1.97	11.21	19.45	35.89	30.44

чано-глинистые осадки. Характерной их чертой являются высокое содержание фракции < 0.01 мм, превышающее 50%, и значительное — < 0.001 мм (более 25%) (табл. 1.4.1), а также наличие на поверхности осадка жидкого наилка, часто флокулированного, мощностью до 0.5 см. Они характеризуются высокой влажностью (до 80%), низкой плотностью, текучестью и относительно слабым уплотнением по глубине.

Илы приурочены к крупной ложбине в центральной части описываемого района с глубинами 20–30 м, где их мощность превышает 10 м. Они имеют обычно темно-зеленовато-серый до черного цвет, характеризуются высоким содержанием $S_{\text{орг}}$ (до 4–6%). Минеральный состав представлен механической смесью гидрослюды и хлоритов. Описываемые осадки (особенно их органогенные разности) являются прекрасными сорбентами, что предопределяет накопление в них микроэлементов и других химических веществ. Скорость седиментации по данным радиоцезиевого датирования в краевой части этого бассейна составляет около 8 мм/год.

Антропогенное загрязнение и его влияние на состояние донных отложений

Восточная часть Финского залива, включая Невскую губу, в течение всего прошлого века испытывала интенсивное антропогенное воздействие, прежде всего, со стороны Санкт-Петербурга. Акватория залива представляет собой интенсивную транспортную артерию. В настоящее время резко усилилось строительство новых портов и терминалов. На дне залива производится добыча полезных ископаемых (стройматериалов, железомарганцевых конкреций). На протяжении двух последних столетий Финский залив неоднократно становился ареной боевых действий, что привело к появлению на дне затопленных судов и к минной опасности, которая сохраняется вплоть до настоящих дней. Современный военно-морской флот и места его дислокации также являются важным фактором, отрицательно влияющим на состояние природной среды. Все это приводит к существенным и, часто, необратимым изменениям в экосистемах, а индикаторами этих изменений, не считая собственно биотической составляющей, выступают долговременные, а также аномально быстро изменяющиеся концентрации химических веществ, как в водной толще, так и в донных отложениях.

Санкт-Петербург — крупнейший мегаполис для всей Балтики, характеризуется огромным водопотреблением. Интенсивный сброс промышленных и коммунальных стоков, атмосферные выбросы активно загрязняют акваторию Невской губы и прилегающую часть Финского залива. Однако значительная часть поллютантов все же накапливается в донных осадках как в приустьевых водотоках «дельты» р. Невы, так и в самой губе (Результаты..., 2006).

В 2005 г. в водные объекты города поступило 1309.9 млн м³ сточных вод. Большую часть из них составили сбросы коммунальных вод (1040.5 млн м³), промышленных — только 269.4 млн м³. По сравнению с 2001 г. сброс последних

увеличился почти на 70 млн м³, что связано с развитием промышленности в городе. С этим же связано и увеличение сброса слабозагрязненных (неочищенных) вод на 30 млн м³ по сравнению с 2004 г. (Охрана..., 2006).

Свой вклад в загрязнение Невской губы вносит и сток реки Невы. При этом, большая часть его, включая растворенную и взвешенную формы, транзитом проходит через губу и выносится во внешнюю часть неевского эстуария. Однако наличие серии малоградиентных геохимических барьеров, как в самой губе, так и к западу от острова Котлин, существенно влияет на состав растворенных веществ. Геохимические процессы, возникающие на стыке вод с различной соленостью (1–2‰), приводят к переводу части химических веществ из раствора во взвесь и дальнейшей аккумуляции в донных осадках. Эффективность этих барьеров очень велика и, по нашим подсчетам, приводит к тому, что более 70% загрязняющих веществ, поступающих со стоком реки Невы, а также через станции аэрации или с ливневыми стоками, оседает в пределах неевского эстуария (Оценка..., 2000).

Воды рукавов «дельты» Невы содержат большое количество загрязняющих веществ, в том числе органические вещества, медь, цинк, кадмий, свинец, нефтепродукты и фенолы. В большинстве водотоков воды характеризовались как «загрязненные». В то же время исследование геохимии донных осадков показало, что в самой реке Неве они практически чистые и представлены песками с крайне низкой сорбционной способностью

В отличие от реки Невы и ее крупнейших рукавов, донные осадки малых рек и каналов Санкт-Петербурга загрязнены весьма интенсивно. Особенно это относится к таким рекам как Екатерингофка, Ждановка, Карповка, Черная, Охта (Оценка..., 2000). В этом смысле малые водотоки города играют роль своеобразного фильтра, задерживают значительное количество поллютантов, однако сам этот фильтр находится непосредственно в городе, а его чистка и складирование загрязненных наносов представляет большую экологическую проблему. Геоэкологическая ситуация в Невской губе определяется существованием двух четко выраженных геохимических барьерных зон (ГБЗ): «река – море» и «осадок – вода», а также фациальной зональностью осадконакопления. ГБЗ «река – море» в устье реки Невы имеет сложное строение. Первый, — гидродинамический, барьер располагается при впадении Невы в Невскую губу. Здесь значительная часть взвеси погружается в придонные слои и выпадает в осадок (рис. 1.4.2). Снижение скоростей течений сказывается, прежде всего, в мелких водотоках, непосредственно впадающих в губу или в акваторию порта, а также в приустьевой зоне, где происходит активное накопление песчано-глинистых осадков в подводных карьерах для намыва новых городских территорий.

Следующий, — солевой, барьер, определяемый по соотношению ионов $\text{SO}_4 + \text{Cl}/\text{HCO}_3$, располагается в центральной части Невской губы на расстоянии 8–10 км от края «дельты». Здесь происходит образование флоккул гидроксидов Fe, Al, Mn с органическим веществом, сопровождающееся уменьшением в воде растворенных форм Zn, Cu, Cd, Pb и др., которые сорбируются этими флоккулами.

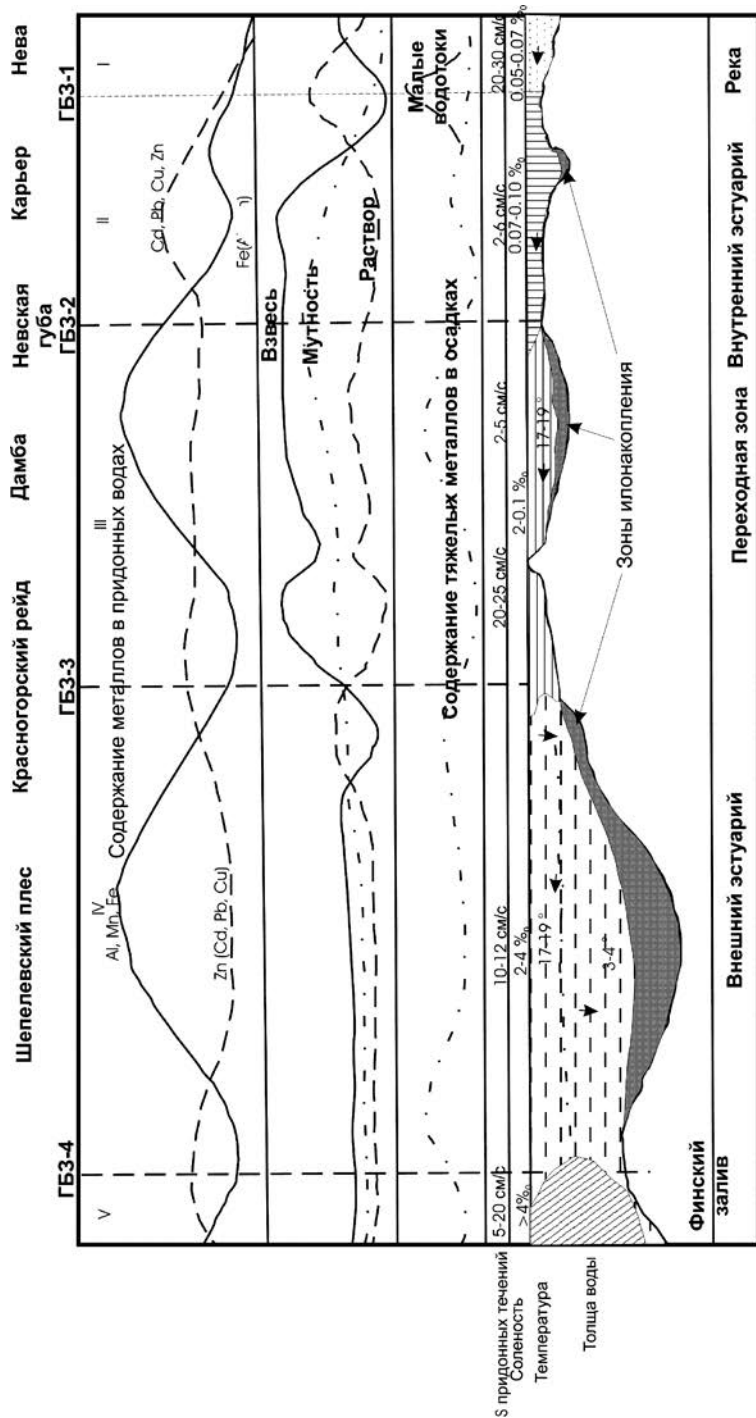


Рис. 1.4.2. Схематический разрез барьерной зоны «река – море» (Нева – Финский залив). ГБЗ-1 — гидродинамический барьер в устье Невы, ГБЗ-2 — солевой барьер в центре Невской губы, ГБЗ-3 — гидродинамический и солевой барьер с западной стороны о. Котлин, ГБЗ-4 — солевой барьер, отделяющий Невский эстуарий от открытой части залива.

В результате в западной части Невской губы, в депрессии, ограниченной 5-метровой изобатой, образуется небольшой седиментационный бассейн, заполненный алевро-пелитовыми осадками мощностью 0.5–1.0 м.

Комплексная (солевая и гидродинамическая) барьерная зона располагается также к западу от острова Котлин (рис. 1.4.2). В результате повторного и активного процесса органической коагуляции и связанного с этим осаждения обломочного материала возник мощный седиментационный бассейн на Шепелевском плесе. Мощность голоценовых осадков здесь превышает 10 м, а скорость седиментации, рассчитанная по данным вертикального распределения Cs^{137} , составляет около 5 мм/год).

В последние годы меры по очистке стока вод привели к существенному уменьшению как объема поступающих загрязнителей, так и к изменению структуры поллютантов внутри этого стока. Однако накопившиеся уже в донных осадках загрязняющие вещества никуда не делись, и являются мощным источником вторичного загрязнения водной толщи.

В Невской губе выявлены устойчивые загрязнители, фиксирующиеся на протяжении всего периода мониторинга. В первую очередь, это нефтепродукты и тяжелые металлы: кадмий, ртуть, медь и ряд других. Локальные изменения связаны с гидротехническими работами в губе. По данным мониторинга геологической среды, были выявлены так называемые «горячие точки», отличающиеся постоянным превышением загрязнителей выше лимитирующих уровней. К таким точкам относятся Северный и Южный Лахтинский карьеры. Их возникновение связано с намывом новых городских территорий в Лахте, на Васильевском острове и в южных районах города. Глубина этих карьеров по мере их возникновения достигала 8–10 м на севере и до 13 м на юге, а распределение глубин достаточно хаотично в соответствии с кровлей подстилающих глин. В настоящее время эти карьеры частично замыты, причем продуктами выноса невских рукавов, которые были значительно загрязнены. В результате в непосредственной близости от берега возникли слабоаэрируемые впадины с песчано-глинисто-алевритовым составом донных осадков. В придонном слое этих впадин нередко фиксировалось полное отсутствие кислорода, что связано с большим поступлением органического материала, на окисление которого и расходуется O_2 .

Другим местом интенсивного загрязнения являются акватории Санкт-Петербургского морского порта, включая Пассажирскую гавань на Васильевском острове, которые по существу представляют те же искусственные карьеры. Характер грунтов здесь — пелито-алевритовый с примесью песчаного материала. Зона окисления отсутствует, отмечается отчетливый гнилостный запах. Постоянное присутствие судов, малые водотоки, открывающиеся в акваторию порта, способствуют накоплению техногенных загрязнителей. Донные отложения большинства бассейнов Торгового порта характеризуются высокими концентрациями Pb, Zn, Ni, Co, Cu, Cd, Hg. При этом, характерно преобладание подвижных форм микроэлементов, что делает эти осадки потенциальным источником вторичного загрязнения воды. Мак-

симальные содержания тяжелых металлов в донных отложениях установлены в восточной части порта, примыкающей к устью р. Екатерингофки. Характер загрязнения здесь комплексный (Hg, Co, Cd, Ni, Cr, Zn, Pb, Ag, Cu). При удалении от устья р. Екатерингофки спектр элементов меняется. В Восточном бассейне из комплекса тяжелых металлов выпадает Cr и Ni, а в Барочном бассейне отмечаются повышенные концентрации только Pb, Zn, Cd. Для осадков акватории вблизи Морского вокзала характерны высокие содержания V, Hg, Cu. Загрязнение донных осадков гаваней и рейдов города Кронштадта выражено еще в большей степени. Они обогащены практически всеми токсичными тяжелыми металлами. Особенно следует выделить Ni (до 110 мг/кг), Cu (до 202 мг/кг), Zn (до 459 мг/кг), Pb (до 363 мг/кг).

Постоянно фиксировалось загрязнение донных осадков на Кронштадском рейде, где постоянно отмечалось присутствие нефтепродуктов, в районе Петергофского канала, а также в зоне выпусков Северной аэрационной станции (САС). Западнее САС, южнее острова Веперлуда донные осадки представлены тонким слоем разнозернистого песка, который подстилают плотные глины плейстоценового возраста. Обычно, в соответствии с составом донных образований, здесь наблюдались низкие концентрации большинства поллютантов. Однако в отдельных рейсах мониторинга на дне был зафиксирован отчетливый слой глинистого наилка, мощность которого достигала 1–1.5 см. В нем появлялись как повышенные концентрации тяжелых металлов, так и нефтепродуктов. По нашему мнению, это является следствием аварийных сбросов слабоочищенных сточных вод из САС.

Принципиально иная ситуация с донными осадками, да и со всей экологической обстановкой сложилась в 2006 г. Интенсивные дноуглубительные и намывные работы по проект «Морской фасад» привели к значительному загрязнению всей толщи воды. Языки мутных вод с прозрачностью 0.3–0.8 м были зафиксированы не только южнее Морского канала (что обычно для Невской губы), но (особенно летом) заняли северную и западную часть губы. В мае месяце максимальные значения мутности составляли 91 ед. FTU и отмечались в первую очередь вдоль южного берега. В летний период практически по всей акватории отмечались аномально высокие показатели мутности, причем наиболее высокие ее значения составили от 100 до 413 ед. FTU, а в октябре месяце показатели мутности придонных вод доходили до 1000 ед. FTU. Воды с высоким содержанием взвеси располагались вдоль северного берега и образовали сплошное поле вплоть до комплекса защитных сооружений, что хорошо заметно при дешифрировании космических снимков. Таким образом, произошло не просто ухудшение обстановки в самой Невской губе, но и усилился вынос загрязненных вод в восточную часть Финского залива.

Помимо образования полей мутности ухудшились и другие экологические показатели. Так, весной 2006 г. редокс-потенциал поверхностных донных осадков находился в области положительных значений и на всех станциях отмечалась зона окисления. В летний период на большинстве станций в Невской губе редокс-по-

тенциал поверхностных донных отложений был уже отрицательным (рис. 1.4.3). Это произошло впервые за весь период наблюдений с 1993 г.

Увеличение мутности вод привело к заилению осадков и в 2007 г. впервые было отмечена изменение песчанистого состава донных осадков песчано-глинистыми разностями. Это, а также и увеличение интенсивности восстановительных условий в поверхностном слое осадков явилось причиной и увеличения концентраций тяжелых металлов (ТМ) в них. Увеличение концентраций ТМ отмечено в донных осадках 5-метровой депрессии в западной части губы, в северном Лахтинском карьере. Здесь в концентрациях, превышающих предельный уровень загрязнения, встречены мышьяк, цинк, медь, никель. Особенно выделяются донные отложения в районе выхода Морского канала из защитных дамб (станция мониторинга 10 на рис. 1.4.3) и вблизи выпусков Южной аэрационной станции (ЮАС), где все определяемые элементы имели аномально высокие значения.

Однако при повышении уровня концентраций тяжелых металлов на отдельных станциях средний уровень их даже снизился. Это произошло за счет уменьшения концентраций традиционных для Невской губы цинка и меди, поступающих с промышленными стоками. В то же время заметно возрос уровень содержания свинца — типично техногенного элемента, который содержится в большинстве нефтепродуктов, что, возможно, связано с увеличением деятельности в Невской губе судов, включая огромные земснаряды. Об этом говорит и возросший средний уровень концентраций нефтепродуктов.

Во внешней части Финского залива происходит смена основных поллютантов. Здесь, как и вообще для Балтийского моря, в роли основных загрязнителей всегда рассматривались биогены и фосфор, повышенное количество которых не только обеспечивает эвтрофирование вод, но и является «заводным ключом» ко всем геохимическим процессам. К числу приоритетных относятся также тяжелые металлы, в том числе кадмий, свинец, медь, ртуть, никель, и нефтепродукты. Контроль за последними особенно важен в связи с проблемой новых транспортных коридоров в Балтике, а также и с тем, что тяжелые фракции битуминоидов, оседая на дно, резко повышают сорбционную способность донных осадков и вызывают повышенное потребление кислорода для их окисления. Тем самым снижается уровень содержания кислорода в придонных слоях, что, в свою очередь, приводит к редуцированию зоны окисления, смещению линии нулевых значений редокс-потенциала в водную толщу, выше дна и вторичному загрязнению водной толщи за счет резерва загрязняющих компонентов, содержащихся в иловых водах.

Физико-химические параметры на граничной зоне (геохимическом барьере) «дно – вода» определяют условия миграции химических элементов и условия существования бентосных организмов. Отрицательные значения редокс-потенциала и нехарактерные изменения рН могут являться хорошим индикатором техногенного загрязнения, а анализ вертикального изменения этих параметров в донных осадках может указывать на особенности процессов самоочищения природной среды и степени деградации природных ландшафтов.

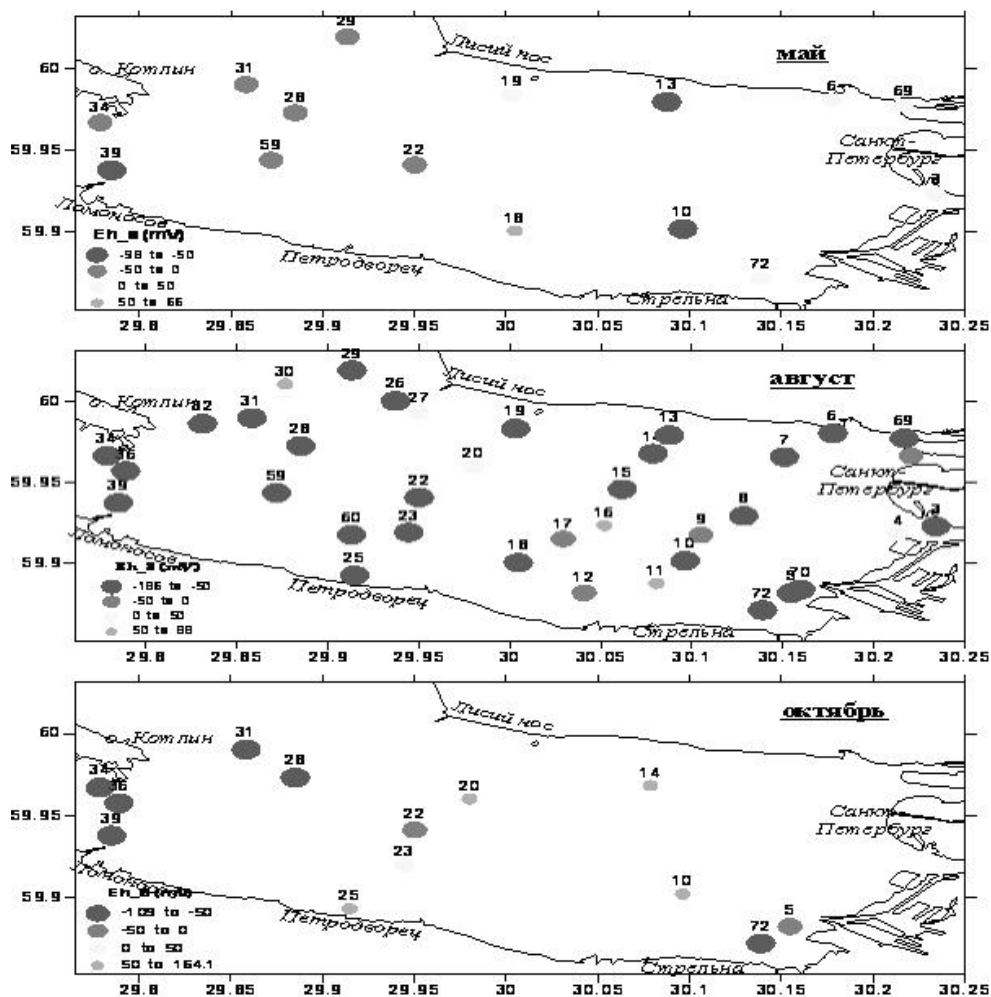


Рис. 1.4.3. Изменение редокс-потенциала (Eh_s) в поверхностном слое донного осадка в мае – октябре 2006 г.

Многолетнее изучение этих параметров в верхнем слое осадков (наилке) показало, что восточная часть Финского залива по их ежегодному поведению делится четко на 2 части: глубоководную и мелководную, которая практически совпадает с внешним эстуарием реки Невы. В глубоководной акватории проходят циклическая смена анаэробных и аэробных условий непосредственно у дна, что четко видно по смене редокс-потенциала и наличию-отсутствию зоны окисления. В мелководной части на большей части осадков постоянно фиксируется зона окисления, но меняется ее мощность. Так, в 2005 г. все станции мониторинга характеризовались присутствием мощной зоны окисления с четким флокулированным сло-

ем на поверхности. В 2006 г. кислородный режим существенно ухудшился, зона окисления на большинстве станций была редуцирована, а на некоторых станциях даже исчезла совсем. Это имеет существенное значение для условий обмена химических компонентов, в частности, тяжелых металлов на границе «дно–вода», концентрации ряда которых в поверхностном слое осадков в 2006 г. возросли.

Об ухудшении экологической ситуации говорит и характер распределения редокс-потенциала. В 2006 г. ни на одной из станций не зафиксированы положительные значения редокс-потенциала, даже при наличии достаточно хорошо выраженных зон окисления). По нашему мнению, это может свидетельствовать о нестабильной природной ситуации в районе, когда изменение кислородных условий происходит часто и с небольшой амплитудой.

Приведенные данные имеют вполне определенное значение и для бентических организмов. Совместный анализ гидробиологических данных, выполненный Алексеем Максимовым (ЗИН РАН) в 2004 г., и результатов измерений редокс-потенциала показал прямую корреляцию между расположением зон с отрицательным Eh и отсутствием бентоса. Принципиально важно, что значения редокс-потенциала в наилке и наличие зоны окисления являются индикатором содержания кислорода непосредственно у дна и даже в верхнем слое, а батометрические данные относятся как минимум к горизонту +1 м.

Среди приоритетных загрязнителей в составе ТМ выделяется *свинец*. Его поступление связано как со сточными водами, так и с аэрозольными переносами. Свинец содержится как в отработанных газах двигателей внутреннего сгорания, так и химически связан с нефтеуглеводородами. Уровень минимального загрязнения донных отложений в соответствии с региональным нормативом Санкт-Петербурга составляет 85 р.р.м. В 2005 г. на всех мониторинговых станциях концентрации Pb не превышали этот уровень. Наиболее высокие концентрации свинца были отмечены на Красногорском рейде, а также в районе Приморского нефтяного терминала. Это может быть связано с разливами нефтепродуктов, тем более что как раз на этих станциях были установлены повышенные концентрации последних. Как видно из приведенной схемы, сопоставления средних концентраций свинца по геоэкологическим районам, выделенным по результатам геологической съемки шельфа (рис. 1.4.4) в 2006 г. содержания свинца в донных осадках Невского эстуария существенно превышали уровень его в донных осадках в остальной части залива.

Стронций содержался в 2006 г. в донных осадках в количествах от 151 до 318 р.р.м. Уровень загрязнения его в донных осадках более 185 р.р.м. Наиболее высокие его концентрации связаны с донными осадками Красногорского рейда, впадины, восточнее острова Сескар. Сравнение изменения среднего содержания Sr в период с 2002 по 2006 г. показало, что они циклически меняются. Максимальные концентрации были установлены в 2002 г., в 2003 г. они снизились почти в 2 раза, а затем вновь начали возрастать при тесной корреляции этих концентраций с окислительно-восстановительными условиями на барьерной зоне «дно – вода».

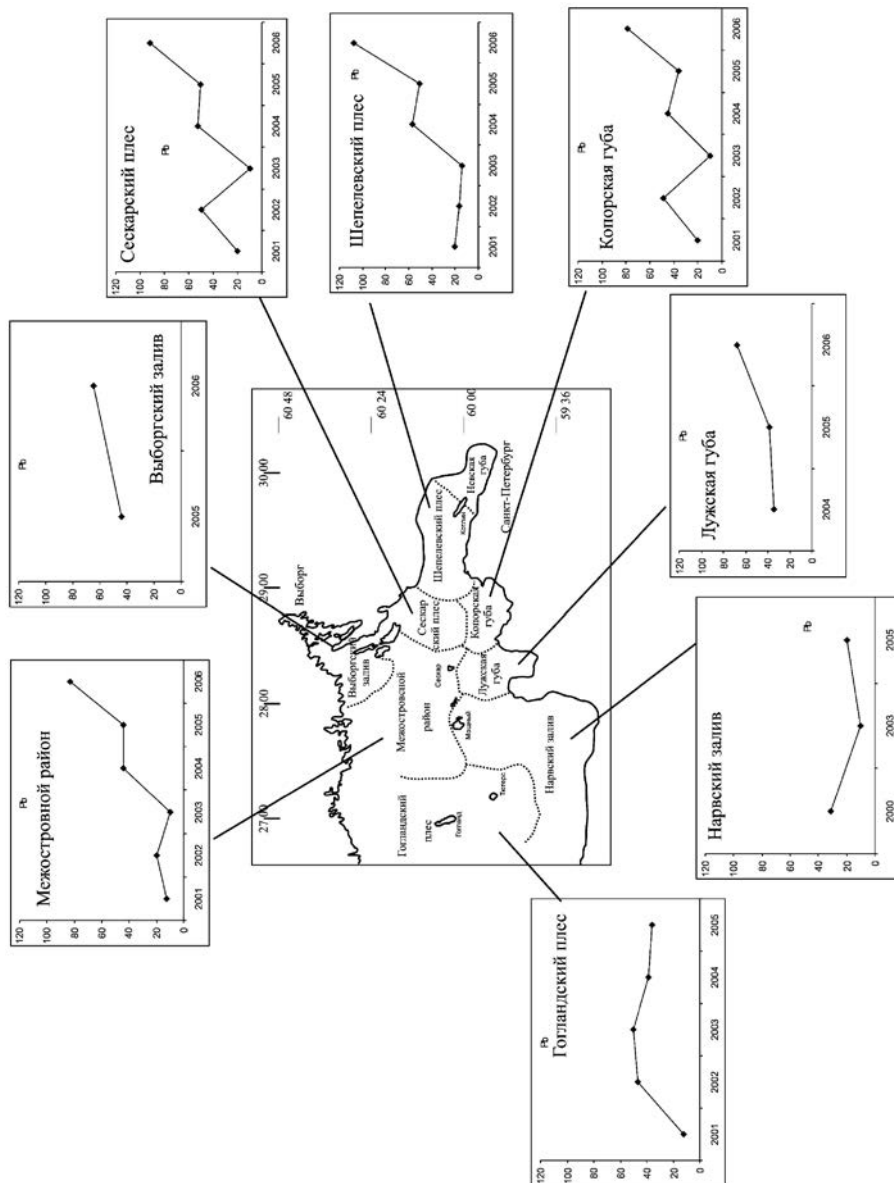


Рис. 1.4.4. Изменение среднего содержания свинца в донных осадках различных сегментационных районов восточной части Финского залива за период 2001–2006 гг.

Цинк является одним из самых подвижных элементов. Среднее содержание его в донных осадках восточной части Финского залива составляет 172 р.р.м., что почти на порядок превышает его кларк в земной коре (табл. 1.4.2).

Наиболее высокие концентрации *Zn* отчетливо тяготеют к донным осадкам Шепелевского плеса. В то же время контрастные аномалии *Zn* отсутствуют. Колебания средних значений цинка в период с 2002 по 2007 г. незначительны.

Мышьяк, как и цинк, характеризуется повышенным фоном для донных осадков описываемого района, превосходя кларк почти в 4 раза (табл. 1.4.2). Содержания его достаточно равномерно распределены по всей площади залива. Наиболее высокие концентрации *As* совпадают с аномалиями цинка, что свидетельствует о сходных условиях поступления в залив и накопления этих металлов в донных отложениях. Средние содержания мышьяка в донных осадках внешней части Невского эстуария ниже, чем в более глубоководных районах Финского залива.

Медь относится к тяжелым металлам второго класса токсичности. Уровень загрязнения донных осадков *Cu*, согласно Региональному критерию, всего в 2 раза превышает кларк и равен 90 р.р.м. Максимальные концентрации установлены в донных осадках Красногорского рейда и вблизи него (станция F-5). Большая часть этого металла поступает из Невской губы, т.е. в значительной мере связана со стоками Санкт-Петербургского мегаполиса. Высокая подвижность этого элемента, способность его образовывать органно-минеральные соединения приводят к выносу его и в западные районы Финского залива, хотя большая часть все же аккумулируется в донных осадках Шепелевского плеса. Медь относится к ТМ, которые четко реагируют на изменения физико-химической обстановки в заливе. Средние концентрации ее были максимальны в донных осадках в 2002 г. В 2003 г., когда общая экологическая обстановка ухудшилась за счет поступления анаэробных вод из открытой

Таблица 1.4.2

Среднее содержание металлов в донных отложениях восточной части Финского залива за комплексом защитных сооружений (2000–2007 гг.) и их кларки

Металл	Среднее содержание в донных отложениях, %	Кларк, %
Стронций (Sr)	0.0156	0.037
Мышьяк (As)	0.0041	0.00018
Цинк (Zn)	0.0172	0.0068
Медь (Cu)	0.0080	0.0053
Никель (Ni)	0.0037	0.007
Кобальт (Co)	0.0024	0.0023
Хром (Cr)	0.0103	0.0093
Ванадий (V)	0.0099	0.0012
Титан (Ti)	0.3898	0.53
Железо (Fe)	4.4239	5.33
Марганец (Mn)	0.1649	0.09

части залива, среднее содержание меди в донных осадках существенно уменьшилось. В последующие годы оно вновь начало возрастать.

Хром в геохимическом отношении является антиподом меди. Этот микроэлемент является труднорастворимым и, соответственно, малоподвижным. Повышенные концентрации хрома однозначно связывались с промышленными сбросами, а динамика его концентраций в донных осадках отражала постепенное снижение объемов промышленных стоков. Относительно повышенные концентрации его характерны для «глубоководных» илистых осадков Шепелевского плеса. Сравнение средних характеристик хрома в период с 2002 по 2006 г. указывает на медленное, но стабильное снижение его концентраций в донных отложениях, что, вероятно, связано с уменьшением объемов его сброса в Санкт-Петербурге. Однако с 2005 г. намечилось отчетливое возрастание его концентраций в донных осадках, особенно в мелководных районах.

Никель, с одной стороны, является типично техногенным ТМ, с другой — он входит в группу металлов, формирующих металлогеническую специализацию Карельского перешейка, формирующего северный берег Финского залива. Это находит свое отражение в средних содержаниях Ni в донных осадках, которые более чем в 5 раз превышают его кларк в горных породах, в состав которых входят и изверженные, где концентрации никеля изначально выше, чем в осадочных породах. Никель, как и медь, может входить в состав органогенно-минеральных комплексов, что обеспечивает его относительную подвижность. Все это нашло отражение в дифференцированном тренде распределения Ni в донных отложениях восточной части Финского залива в 2005 г. Накопление Ni в количествах, которые позволяют отнести донные осадки к сильно загрязненным (более 45 p.p.m.), установлено в центральной части Шепелевского плеса. В 2006 г. концентрации никеля в донных осадках внешней части Невского эстуария существенно снизились. Временной тренд изменения средних концентраций никеля не показывал существенных изменений, а в последние годы даже имеет место тенденция некоторого увеличения средних содержаний Ni в донных осадках. Это явление требует дальнейших подтверждений, но вполне возможно, что оно является отражением положительных сдвигов в промышленном производстве.

Такие металлы, как As, Ni, Cu, Pb также имеют концентрации в донных осадках Шепелевского плеса существенно выше, чем в открытой части Финского залива.

Нефтепродукты (НП) являются приоритетным загрязнителем для восточной части Финского залива, так как он служит транзитным путем для транспортировки большого количества углеводородов, а на берегах его в настоящее время развернулось строительство нескольких новых нефтеперегрузочных терминалов в рамках программы 9-го транспортного коридора.

Донные отложения внешней части Невского эстуария (до мыса Шепелев) всегда отличались повышенными концентрациями этого поллютанта, причем на многих станциях он превышал предельно допустимый уровень загрязнения, что нашло

отражение и в тренде средних концентраций за период с 2000 по 2006 г. (рис. 1.4.5). Только в 2001 и 2004 гг. средний уровень содержаний НП был ниже уровня загрязнения донных отложений

Наиболее высокие концентрации НП, достигающие 0,6 мг/г, были установлены на Красногорском рейде, а также на соседних станциях, в том числе в районе перегрузочного терминала вблизи северного берега. Об антропогенной природе этих аномалий говорит и уже упоминавшееся выше совмещение зон повышенных содержаний свинца и НП. Характер распределения станций с повышенными концентрациями нефтепродуктов в донных осадках восточной части Финского залива по данным мониторинга 2005 г. показан на рис. 1.4.6.

Для Финского залива одним из главных загрязнителей является радионуклид ^{137}Cs , появление которого связывается с Чернобыльской катастрофой, после которой облако с высокими концентрациями продуктов взрыва из Финляндии попало в западную часть Ленинградской области. С этого момента в донных осадках залива неизменно устанавливались высокие концентрации цезия, главного продукта взрыва реактора, которые в Копорской губе, Выборгском и Нарвском заливах достигли 900–1000 Бк/кг (Результаты..., 2002). В этом отношении за весь период наблюдений донные осадки Невского эстуария отличались минимальными активностями, хотя в 2005 г. в черных илах на Красногорском рейде и были зафиксированы значения около 100 мг/кг радиоцезия. Это, а также полное отсутствие в донных осадках изотопа ^{134}Cs , позволило сделать вывод, что в Невском эстуарии отсутствует современное загрязнение радионуклидами, а уровень их активности связан с глобальными выпадениями их из атмосферы.

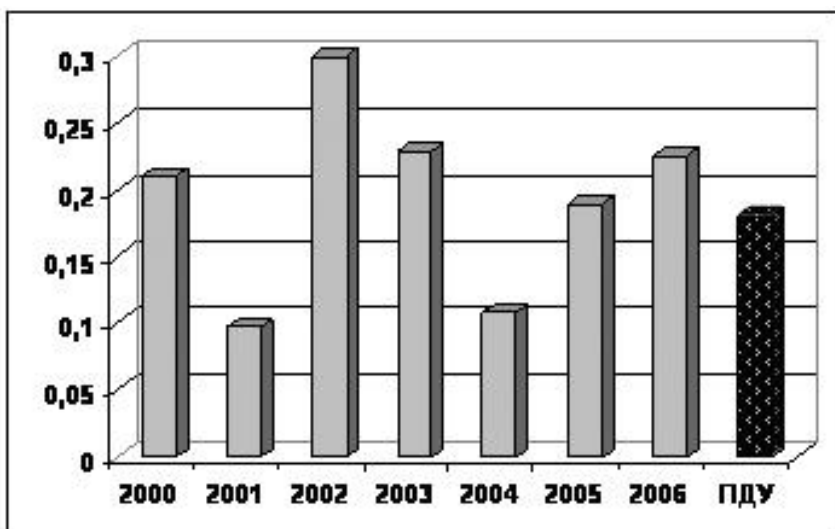


Рис. 1.4.5. Тренд изменения средних концентраций нефтепродуктов в донных осадках внешнего эстуария реки Невы.

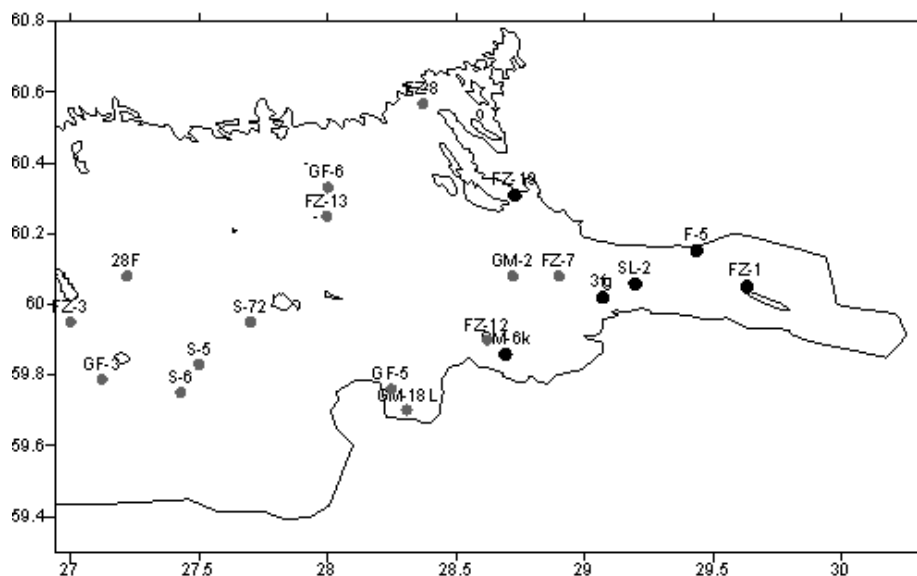


Рис. 1.4.6. Схема распределения валовых концентраций нефтепродуктов с повышенными концентрациями нефтепродуктов в донных осадках Финского залива в 2005 г.

Анализ данных по загрязнению донных отложений Финского залива и Невской губы позволяет сделать следующие выводы:

1. Содержание многих потенциальных поллютантов и, прежде всего, тяжелых металлов, в донных осадках существенно определяется природными факторами и, прежде всего, циклическим изменением кислородного режима в придонном слое воды, определяемым характером гидрологических процессов водообмена с Центральной Балтикой. При этом наличие сложно построенной геохимической барьерной зоны в Невском эстуарии шириной более 70 км обуславливает преимущественное накопление большинства антропогенных загрязнителей в донных отложениях Невского эстуария. Аномальные концентрации таких металлов как медь и мышьяк во внешней части российской части Финского залива, также как и зоны высоких содержаний радионуклидов в Нарвском и Выборгском заливах, а также у острова Большой Тютерс, вероятно имеют источники на прилежащих берегах.

2. Изменение редокс-потенциала, контролирующего распространение растворенного кислорода в придонном слое во многом определяется природными процессами. Однако в 2006–2007 гг. при общем улучшении ситуации в глубоководных районах были обнаружены осадки, лишенные зоны окисления в мелководном районе. Эти же станции характеризовались активным потоком тяжелых металлов из донных отложений. Это является наглядной иллюстрацией к тезису об ухудшении геоэкологической ситуации в Восточной части Финского залива в связи с актив-

ным поступлением загрязненных вод из Невской губы. В результате понизилась емкость барьерных зон «дно – вода», а также геохимических барьеров в барьерных зонах в устьях рек. Это привело к общему росту концентраций целого ряда тяжелых металлов на Сескарском плесе и в Межостровном районе.

3. Увеличение техногенного пресса на Восточную часть Финского залива, связанное с увеличением интенсивности перевозки нефтеуглеводородов морским путем и строительством новых портов сказывается преимущественно в увеличении концентраций нефтепродуктов в донных осадках, причем исключительно в пределах внешней части Невского эстуария. Здесь фиксируется отчетливая тенденция к возрастанию уровня загрязнения, что наиболее четко проявилось с 2006 г.

4. Наиболее тяжелое положение с экологической точки зрения сложилось в Невской губе, начиная с 2006 г. В связи с осуществлением таких проектов как строительство Морского фасада Санкт-Петербурга и новых каналов как к Васильевскому острову, так и к Константиновскому дворцу. Итогом гидротехнических работ явилось резкое увеличение мутности придонных вод, а в 2007 г. и существенное расширение илистых осадков в Невской губе, что привело к увеличению концентраций большинства токсических элементов. При этом источником загрязнения также стали прибрежные осадки Васильевского острова, нарушенные во время намыва новых городских территорий, так как в 1960-е годы при формировании новых городских территорий в этом районе засыпка территории осуществлялась в том числе и за счет городского мусора. В результате уже летом 2006 г. качество придонных вод на большинстве станций мониторинга в губе характеризовалось как «плохое» или «очень плохое».

5. Начиная с 2005 г., наблюдался рост концентраций нефтепродуктов в донных отложениях у Приморского нефтетерминала, хотя они и не превосходили нижнего предела уровня загрязнения.

6. На большей части российской части Финского залива концентрации большинства поллютантов таковы, что нельзя говорить о тотальном загрязнении и, даже, экологической катастрофе в этом районе. Совместные наблюдения и анализ геохимических параметров и площадных гидробиологических съемок свидетельствует, что изменение биоценозов связано преимущественно с природными процессами, чем с антропогенными факторами.

1.5. ГЕОЛОГО-ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА И ТИПОЛОГИЯ ДОННЫХ БИОТОПОВ

Бенталь водоема с геолого-геоморфологической точки зрения может быть разделена на две основные зоны. Это подводный береговой склон или прибрежная терраса как зона интенсивного накопления, транзита и размыва песчаных осадков (также субаквальная часть береговой зоны¹) и примыкающая к ней аккумулятивная подводная равнина с илистыми осадками (зона бассейновой аккумуляции), часто между ними имеется также и переходная зона. Вся Невская губа как специфическая природно-техногенная «лагуна» в данном случае целиком относится к субаквальной части береговой зоны. Область накопления современных алевропелитовых илов в центральной части Губы обладает рядом специфических особенностей и не может быть отнесена к зонам бассейновой аккумуляции (Спиридонов и др., 2004; Spiridonov et al., 2006).

На акватории восточной части Финского залива (западнее комплекса защитных сооружений С.-Петербурга от наводнений, КЗС) представлены все зоны. Зона бассейновой аккумуляции детально обследована в ходе выполнения ВСЕГЕИ опытно-методических работ (1981–1994 гг.) и производственной Геологической съемки шельфа (ГСШ-200) в Финском заливе (1995–2000 гг.) (Геология субаквальной части..., 1989; Осадочный покров..., 1992; Спиридонов и др., 1992). Для зоны бассейновой аккумуляции характерны мягкие осадочные грунты (алевро-пелитовые илы), для донных организмов она представляет собой относительно однородный биотоп² в пределах каждого района³. Различия между участками зоны бассейновой аккумуляции, расположенными в разных районах, зависят от конкретных физико-географических условий, присущих каждому району (соленость и влияние речного стока, явления апвеллингов и затоков, газовый режим и окислительно-восстановительные условия в придонном слое воды и зоне контакта воды и грунтов).

¹ Береговая зона (в геологии, геоморфологии) это зона современного взаимодействия суши и моря, состоящая из субаэральной (наземной) и субаквальной (подводной) частей. Нижняя граница субаквальной части береговой зоны определяется началом воздействия волнения на рельеф и осадочный покров дна водоема (Спиридонов и др., 2006), в условиях района исследования эта граница обычно доходит примерно до 7–10 м глубины, совпадает с подводным береговым склоном.

² Здесь под биотопом мы понимаем отдельные участки дна со сходными условиями: геологическими (рельеф дна, тип осадочного покрова дна) и физико-химическими (гидродинамика, условия освещенности, температурный и соленостный режим и т.д.), обеспечивающими развитие на них определенных, присущих именно этим участкам группировок донных организмов.

³ О районировании Финского залива см. раздел «Физико-географическое описание».

Восточная часть Финского залива относительно мелководна и субаквальная часть береговой зоны (участки с глубинами менее 10 м) занимает существенную площадь ее акватории (рис. 1.5.1). Эти участки до недавнего времени оставались наименее изучены с точки зрения геологии, геоморфологии и гидробиологии. Государственная геологическая съемка шельфа методически ограничивалась с моря 5-метровой изобатой, геологическая съемка суши — береговой линией. Вместе с тем, именно эта, мелководная часть континентальных, эстуарных и морских водоемов отличается значительной латеральной изменчивостью донных осадков, высоким разнообразием световых условий, а значит зональностью (вертикальной изменчивостью) биотопов и присущих им группировок¹ (далее также «сообщество», «поселение») донных растений и животных. Как правило, здесь на твердых естественных (скальные выходы, терригенный грубообломочный материал) и искусственных субстратах в эстуариях, морях, водохранилищах, озерах и реках обычна группировка перифитона (Протасов, 1994) или обрастания (Railkin, 2004). Ее основу в биотопах, расположенных в пределах фотической зоны, составляют прикрепленные растения, ниже, вглубь водоема — беспозвоночные животные, часто играющие роль эдификаторов. Сама группировка характеризуется высокими количественными показателями (Турпаева, 1987; Протасов, 2002; Railkin, 2004).

На мелководьях крупных озер, эстуариев и морей в зоне ветровой и волновой активности также распространены участки, сложенные терригенными осадочными породами (пески, глины и мелкообломочный материал), которые характеризуются высокой подвижностью верхнего слоя осадков и низкой биомассой донных макробеспозвоночных (Стальмакова, 1968; Sarda et al., 2000; Denisenko et al., 2003; Vidinskiene, 2005). Подвижные пески и алевриты занимают существенную часть площади дна в эстуарных и открытых районах юго-восточной Балтики (Olenin, Daunis, 2004; Bubinas, Viatonis, 2005).

Появившиеся в последние годы возможности применения современных геофизических методов, прежде всего гидролокации бокового обзора (ГЛБО), позволяют получить непрерывную акустическую картину (совокупность сонограмм или мозаика ГЛБО) дна водоема, которая складывается из сонограмм профилей. Сонограмма каждого профиля фиксирует неоднородности дна в полосе обзора 200 м (при 100-метровом диапазоне) или 100 м (при 50-метровом диапазоне). В каждой точке профиля известны координаты и глубина. Сетка профилей в зависимости от выбранного диапазона закладывается таким образом, чтобы площадь перекрытия изображений, полученных при прохождении соседних профилей, составляла не менее

¹ Группировка — совокупность популяций различных видов, населяющих биотоп, часто сопряженных не только топически, но и трофически, часть биоценоза. Понятие «сообщество», то есть система автотрофных и гетеротрофных организмов населяющих один биотоп, традиционно используется при описании бентоса, в том числе и тогда, когда речь идет только об автотрофных или только о гетеротрофных организмах. На наш взгляд, также допустимо при описании распределения и биотопической приуроченности донных организмов использовать нейтральное понятие «поселение».

15%. После обработки записей ГЛБО с помощью программы Ostorus удается получить площадное изображение дна в масштабах от 1 : 1000 и мельче. Путем анализа полученной таким образом схемы-мозаики ГЛБО, выявляют протяженность и взаимное расположение объектов (моренных гряд, границ зон динамичных песков, песчаных валов и т.д.). Сочетание результатов ГЛБО и интерпретационного проб-отбора с последующим проведением гранулометрического анализа донных проб позволили получить детальную информацию о рельефе и распределении поверхностных донных отложений субаквальной части береговой зоны восточной части Финского залива от глубин 1.5–2 м вглубь акватории. Благодаря такому подходу были внесены существенные уточнения в геологические карты, составленные ранее на основе проведенной ВСЕГЕИ геологической съемки шельфа.

Сопоставление сонограмм повторных съемок, позволило получить представление о динамике рельефа и осадочного покрова дна (заносимость песком, заиление, размыв дна и т.д.) (рис. 1.5.2), то есть о параметрах донных местообитаний, определяющих распределение группировок донных организмов и количественное развитие входящих в их состав популяций.

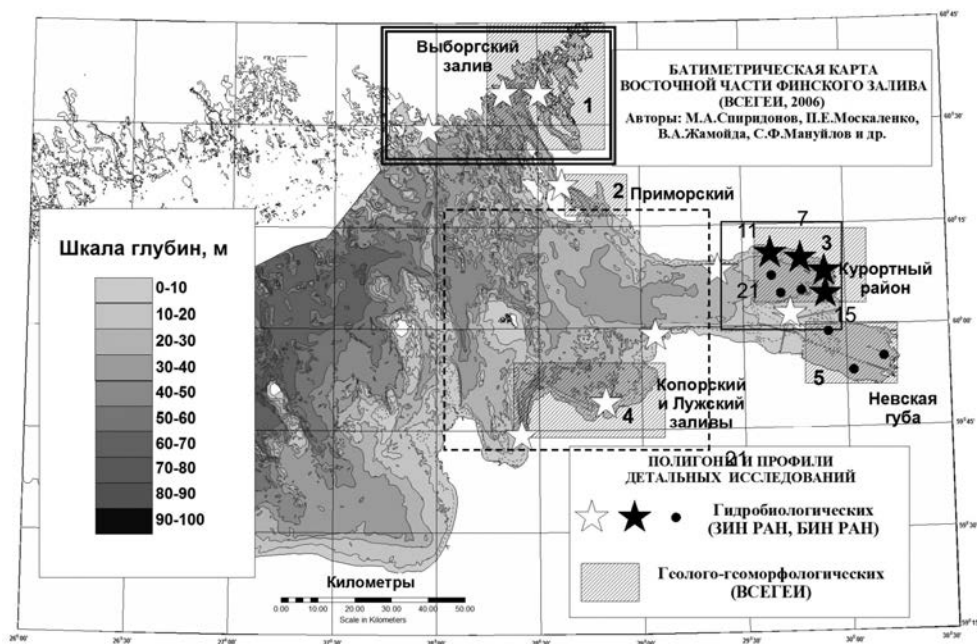


Рис. 1.5.1. Батиметрическая карта района исследований.

Звездочками обозначены профили легководолазных исследований, кружками станции отбора проб в биотопе мягких грунтов (на станциях наблюдений СЗУГМС (северо-западное управление гидрометслужбы)), штриховкой показаны полигоны детальных геологических исследований. Прямоугольниками ооконтурены пресноводно-олигогалинная зона (сплошная линия), солоноватоводная зона (пунктирная) и Выборгский залив (двойная).

Сонограммы повторных съемок, дополненные данными интерпретационного пробоотбора и сопоставленные с результатами профилирования дна, проведенного при гидробиологических исследованиях были положены в основу геолого-геоморфологической характеристики обследованных участков и выделения основных типов донных биотопов. Геолого-геоморфологическая характеристика биотопа каждого типа была дополнена сведениями о гидрофизических условиях среды в различных зонах и участках Финского залива и результатами обработки гидробиологических проб. В зависимости от гидрофизических условий и преобладающих группировок донных растений и животных, некоторые типы биотопов были подразделены на подтипы. В общей сложности за время работ (2000–2007) были детально обследованы участки Финского залива, расположенные в пресноводно-олигогалинных (мелководный район) и в солоноватоводных (глубоководный район, участок около пос. Приморск на севере и р-н пос. Лебяжье и Красна Горка, Копорская и Лужская губа на юге) условиях и в Выборгском заливе (рис. 1.5.1). По итогам работ было выделено 8 типов донных биотопов с тремя подтипами в двух из них.

Геолого-геоморфологическая характеристика дна, гидродинамика и основные типы и подтипы донных биотопов

Мелководный район

Полигоном исследований была выбрана акватория Курортного района. Береговая зона (субаэральная и субаквальные ее части) от г. Зеленогорска до КЗС, согласно классификации Ионина, Каплина и Медведева (1961), относится к группе берегов, сформированных преимущественно волновыми процессами, к типу *выравнивающихся абразионно-аккумулятивных бухтовых* (Геология Финского залива, 1992) и подразделяется на пять основных подтипов: абразионный моренный, аккумулятивно-абразионный песчаный, аккумулятивный песчаный, аккумулятивный илистый, техногенный. К зонам размыва (абразии) может быть отнесено 34% протяженности береговой зоны, к зонам аккумуляции — 25% и к относительно стабильным участкам, где процессы размыва, транзита и накопления наносов носят сезонный характер — 38%. Техногенная береговая зона составляет менее 3% изученной территории. При этом на побережье от г. Зеленогорска до пос. Репино и в районе м. Дубовской преобладают деструктивные процессы, в районе пос. Солнечное идет накопление песчаного материала, между м. Дубовской и м. Таркала располагается зона развития водной растительности, с которой связано накопление тонких осадков. При относительно слабых ветрах придонные течения (смешанного генезиса, являющиеся результирующей действия стоковых, дрейфовых, градиентных и компенсационных потоков у берега) имеют незначительные скорости (2–5 см/с). В соответствие с фоновыми потоками (образованными стоковой и плотностной составляющими) и локальной морфологией берегов и дна в районе преобладает антициклоническая циркуляция вод. В периоды усиления ветра скорости течений возрастают до 25–30 см/с. Такие скорости могут оказывать нега-

тивное влияние на формирование поселений обрастателей в период пополнения молодью (Claudi, Mackie, 1994). Измерения серий волнения показали некоторую устойчивость его статистических характеристик. В частности, при штормах различной интенсивности наиболее обеспеченным является диапазон периодов волн 5–7 с. Датчики, установленные на изобате 3 м в разных районах, показали что в районе мыса Дубовской волнение менее развито, чем на полигоне около пос. Репино. Максимальные высоты волн зафиксированы на уровне 1.2 м и 2.11 м, что может заметно влиять на формирование поселений донных животных и растений на мелководьях и определять вертикальные границы прибрежных биотопов.

Шторма и нагоны имеют большое значение в формировании береговой линии и накоплении песчаных осадков в прибрежье и на мелководьях. Осенние шторма, сопровождающиеся подъемом уровня воды, перерабатывают песчаные пляжи практически на всю их ширину. Это относится даже к наиболее устойчивым пляжам г. Зеленогорска и Сестрорецка шириной более 100 м. Этому же способствуют интенсивный размыв края подводной песчаной террасы, усиливающий негативные процессы на берегу и снос материала пляжей в субаквальную часть береговой зоны. Наблюдения, проведенные в первой половине лета 2007 г., показали, что песчаные пляжи здесь не восстановились, а значительная часть мелководий, сложенных ранее грубообломочным материалом занесена песком.

Рельеф дна в Курортном районе относительно выровненный. Глубины медленно увеличиваются в южном и западном направлении от береговой линии и к северу и западу от отмели вблизи о. Котлин. Максимальные глубины на долготе г. Зеленогорска составляют 15–16 м. Рельеф дна залива в зоне, прилегающей к северному створу КЗС, в значительной степени изменен техногенными процессами (Геоэкологический атлас..., 2002). На карте-мозаике ГЛБО субаквальной части береговой зоны Курортного района фиксируются моренные (валунные) гряды, зоны так называемых «динамичных песков» с четкими знаками ряби на поверхности, подводные песчаные валы (волны), эрозионные ложбины стока (рис. 1.5.2), различимы также техногенные объекты и формы рельефа, единичные валуны размером более 30 см. Глубоководная часть района (глубины ниже 8 м) занята тонкодисперсными осадками (илы, глины, заиленные пески).

Тип поверхностных осадков один из главных факторов определяющих облик донных биотопов, сообществ и распределение многих видов. На акватории Курортного района выделяются следующие типы поверхностных осадков: грубообломочные отложения (гравелистые пески), генетически связанные с областями подводного размыва ледниковых отложений (морены); пять типов песчаных осадков, среди которых выделяются как реликтовые образования, так и осадки современного волнового поля; алевритовые пески (песчаные алевриты) зоны ненакопления (транзита), на глубинах ниже 8 м алевро-пелитовые илы зоны современной бассейновой аккумуляции (Рябчук и др., 2006) (рис. 1.5.3).

Анализ полученных материалов (рис. 1.5.2А) позволил установить важные особенности строения подводного берегового склона. Например, от поворота бе-

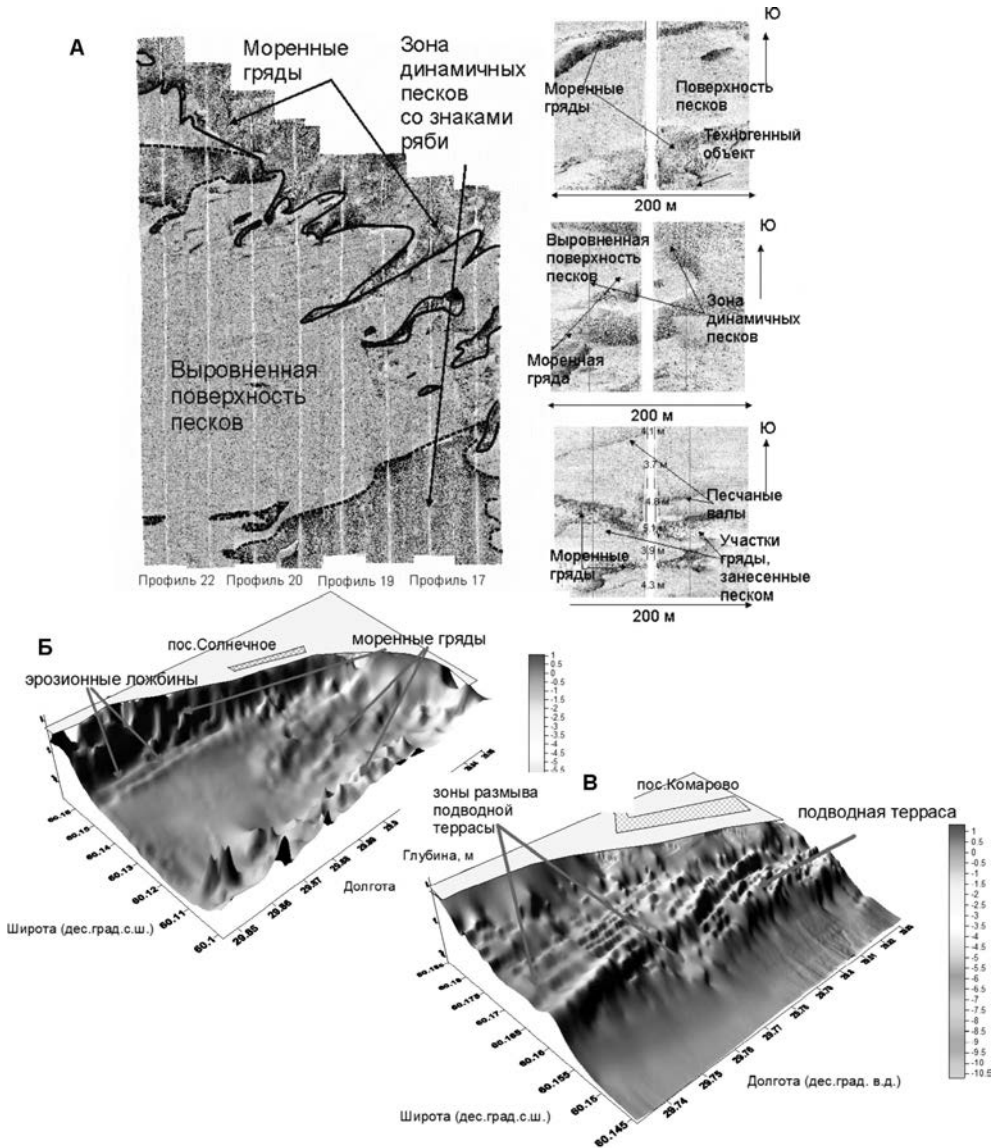


Рис. 1.5.2. Фрагмент мозаики ГЛБО дна Курортного района с интерпретацией результатов (А), реконструкция рельефа дна в районе пос. Солнечное в районе поворота береговой линии (Б) и г. Зеленогорска, с выявленной зоной размыва подводной террасы (В).

реговой линии у пос. Солнечное до м. Дубовской на дне выявлены серии моренных гряд, представляющих собой, по-видимому, краевые ледниковые образования (рис. 1.5.2Б). Их расположение хорошо соотносится с общими представлениями о характере отступления ледника (Геология Финского залива..., 1992; Усикова, Клейменова, 1967; Спиридонов, 1989). Напротив пос. Солнечное мелководье с глубинами менее 5 м имеет протяженность лишь 500–800 м, далее угол склона резко возрастает, что отмечено и при гидробиологическом профилировании (стрелка на нижней схеме рис. 1.5.4). На мелководье развиты типичные аккумулятивные волновые образования — хорошо сортированные мелкозернистые пески. Изменение экспозиции береговой линии обуславливает разгрузку здесь потока наносов, однако, судя по всему, часть поступающих на данный участок песчаных осадков «сваливается» к подножию подводного уступа, где развиты пески аналогичного гранулометрического состава. В ходе исследований 2005 г. на подводном береговом склоне напротив пос. Репино были впервые обнаружены эрозионные ложбины стока (Рябчук и др., 2006), располагающиеся на глубинах от 5 до 8 м. Повторные съемки показали, что эти образования при чрезвычайно малой относительной глубине (30–50 см) — достаточно устойчивы. Ранее нами предполагалось, что наличие указанных форм подводного рельефа является особенностью данного участка подводного берегового склона, однако исследования 2006 г. позволили проследить аналогичные образования вдоль всего северного берега от пос. Репино до м. Лаутаранта. Западнее ложбины уходят на глубину 10–12 м. Вероятно, по эрозионным ложбинам происходит отток воды после штормов и нагонов, на их дне читаются четкие знаки ряби.

Напротив пос. Комарово при работах 2005 г. было установлено наличие серии подводных песчаных валов (волн) с относительными превышениями в пределах 1–2 м, расположенных на глубинах 3–5 м. Они расположены под углом около 45° по отношению к береговой линии. Анализ результатов двухлетних исследований позволил установить, что указанные образования наблюдаются на поверхности подводной террасы (рис. 1.5.2В), расположенной на глубине около 4 м. Повторные промеры показывают, что валы (волны) являются достаточно устойчивыми образованиями, т.е. находятся, по-видимому, в некоем равновесии с современной гидродинамикой.

Основываясь только на геолого-геоморфологических результатах исследований, в соответствии с формами рельефа, протекающими береговыми процессами, преобладающими отложениями и современной гидродинамикой вод, можно первично выделить в бентали Курортного района от центральных участков и до уреза воды следующие типы биотопов (рис. 1.5.5):

1) однорудный биотоп зоны бассейновой аккумуляции, сложенный мягкими алевро-пелитовыми осадками; 2) переходный биотоп, совпадающий с зоной накопления, расположенный выше зоны бассейновой аккумуляции, на глубинах более 8 и менее 12 м; 3) биотопы каменистых и смешанных грунтов, сменяющие в направлении берега переходный биотоп, представленные грубообломоч-

ным материалом, связанным с размывами морен и гравелистыми песками и находящиеся в зонах подводных размывов; 4) биотопы песков различного гранулометрического состава и степени подвижности в зонах аккумуляции терригенного материала, находящиеся в той же вертикальной зоне бентали, что и биотопы типа 3; 5) биотоп эрозийных ложбин стока; 6) биотоп подводных волн и 7)

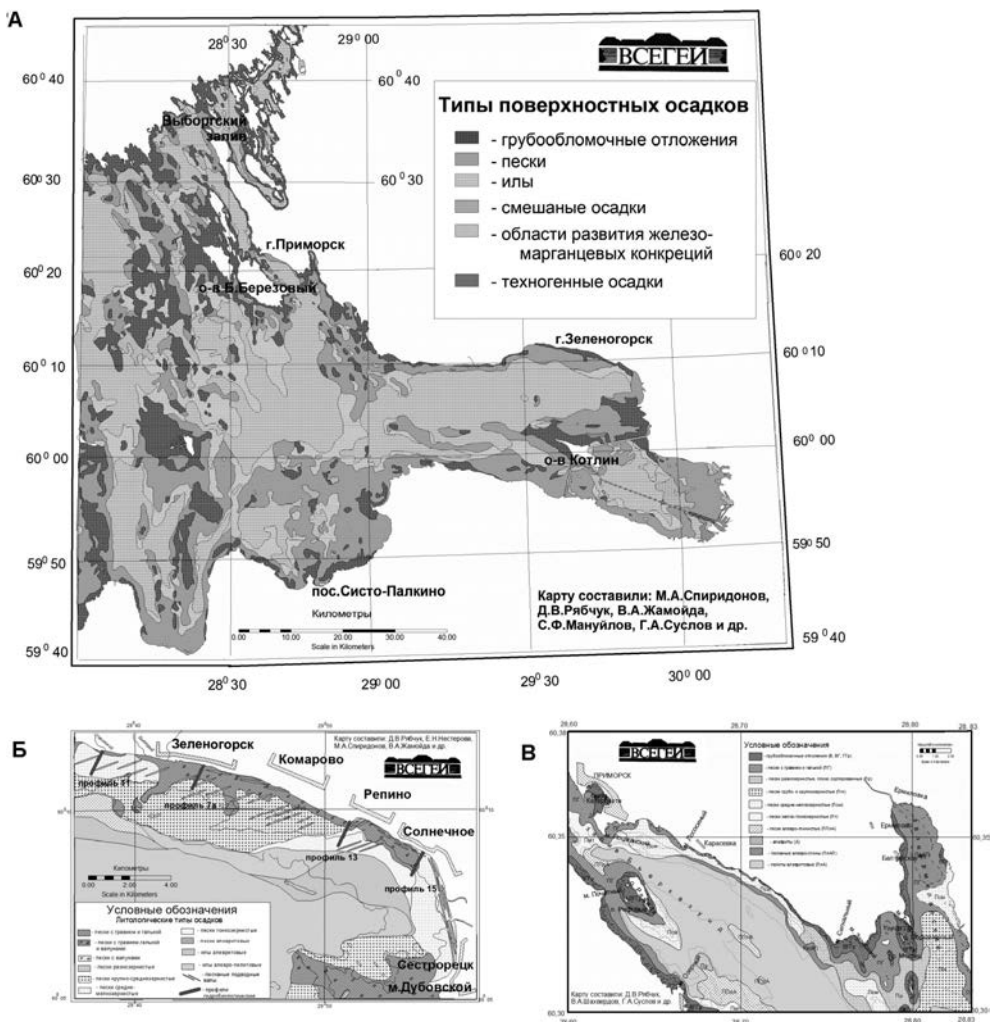


Рис. 1.5.3. Литологические карты (распределение типов осадков на акватории восточной части Финского залива).

А — общая карта восточной части Финского залива, уточненная с использованием данных ГЛБО и интерпретационного пробоотбора, Б — Курортный район, линиями, идущими перпендикулярно берегу показаны гидробиологические профили, намеченные в 1998–2001 гг., В — пролив Бьркезунд в районе г. Приморска.

биотоп зон размыва подводных террас.

Накопление тонких осадков вблизи берегов способствует формированию (8) протяженного биотопа (между м. Дубовской и м. Таркала) зарослей высшей водной растительности.

Биотопы типов 3 и 4 на разных участках испытывают в разной степени на себе воздействие волнения и последствий процессов берегового размыва, транзита и аккумуляции, 5–7 влияние стока р. Нева и его перераспределения при взаимодействии с ветро-волновыми потоками в прибрежной зоне, тогда как биотопы 1, 2 и 8, по-видимому, находятся в относительно стабильных гидрологических условиях.

Гидробиологические профили, намеченные в 1998–2001 гг. на отрезке побережья от пос. Солнечное до пос. Ушково охватывают ряд выделенных геолого-геоморфологическими методами типов поверхностных осадков субаквальной части береговой зоны. Реконструкция пространства по промерам глубин вдоль профилей отражает рельеф дна на каждом участке, характерный для 2001 г. (рис. 1.5.4). Грубообломочный материал отмечен на каждом профиле на глубинах до 1.5–5 м, что в целом совпадает с данными, полученными с помощью ГЛБО (рис. 1.5.2А) и литологическим описанием (рис. 1.5.3). Ниже этих глубин каменистые осадки сменяются подвижными, в основном мелкозернистыми песками. Таким образом, и на сонограммах (рис. 1.5.2) и на указанных профилях (рис. 1.5.4), сопровождав-

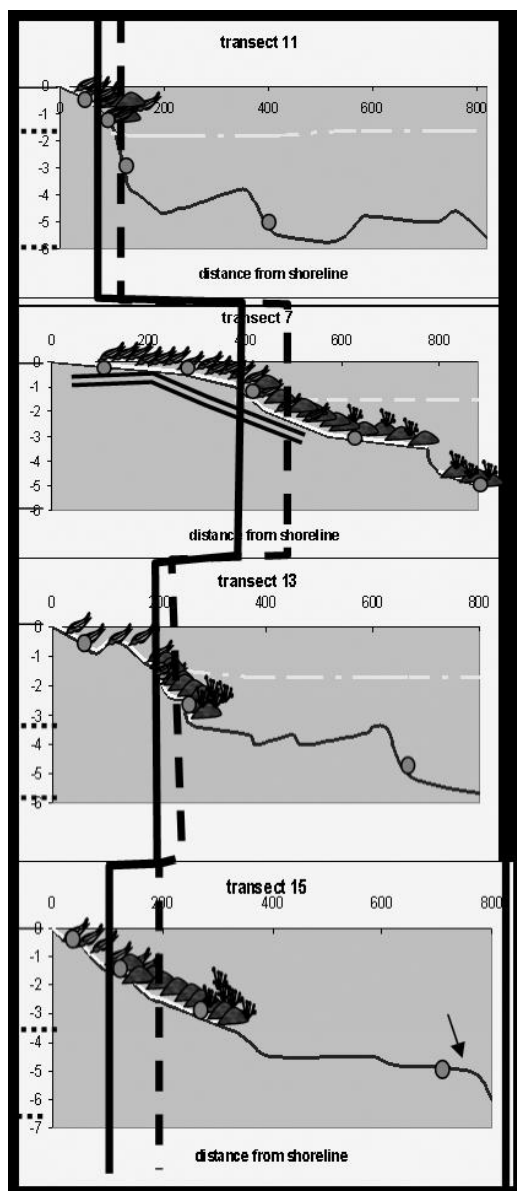


Рис. 1.5.4. Результаты гидробиологического профилирования и распределение основных биотопов и организмов-обитателей на профилях до глубин 5–7 м.

Сверху вниз: профиль 11 (Ушково), 7 (Зеленогорск), 13 (Репино), 15 (Солнечное).

шихся визуальным описанием дна аквалангистом и отбором гидробиологических проб можно выделить две группы принципиально разных участков дна: каменистые и смешанные грунты в зоне моренных гряд и грубообломочного материала (с проективным покрытием дна в рамках и по визуальному описанию от 100 до 5%) и песчаные осадки, что соответствует двум типам донных биотопов (3 и 4). Биотопы 3 типа, как следует из сонограмм (рис. 1.5.2) и восстановленной лито-

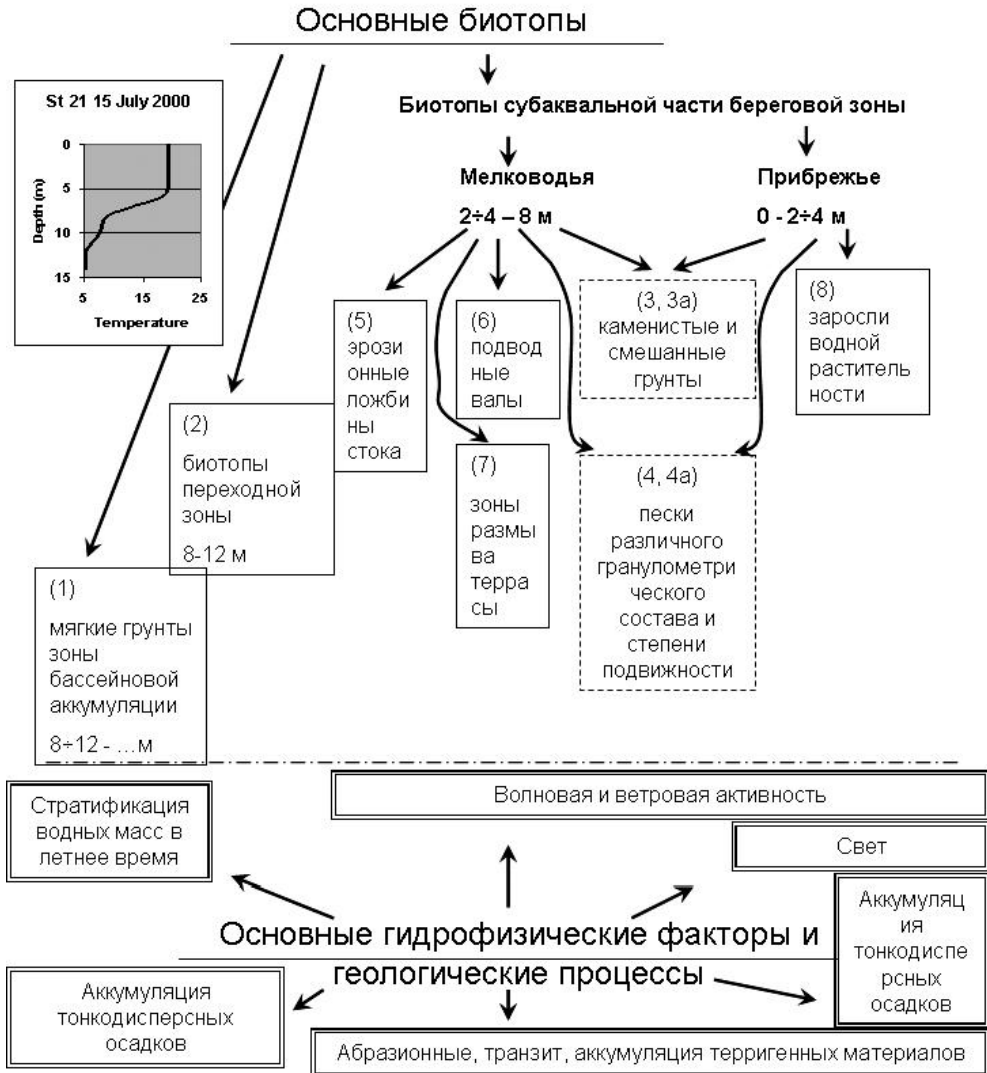


Рис. 1.5.5. Типы донных биотопов восточной части Финского залива и основные гидрофизические факторы и геологические процессы, определяющие их формирование.

логической карты (рис. 1.5.3Б) занимают около 30–35% площади, заключенной между линиями профилей 11 и 15 и изобатами 2 и 5 м, четвертого — большую часть оставшейся площади.

Участки эрозионных ложбин стока, песчаных валов и размыва террасы и соответствующие им типы биотопов, на долю которых также приходится существенная часть площади дна, гидробиологическими исследованиями были не охвачены, поскольку при визуальных водолазных наблюдениях и гидробиологическом профилировании 1998–2001 гг., которое носит линейный характер, точечных отборах гидробиологических проб, они не были выявлены и идентифицированы как регулярный элемент рельефа. В целом следует отметить, что любые визуальные описания морфологии дна в Курортном районе носят лишь приблизительный характер ввиду низкой прозрачности воды. Это же обстоятельство делает здесь невозможным использование видео и фотосъемки в качестве самостоятельных методов и, таким образом, ГЛБО остается единственным методом, позволяющим получить полную плоскостную картину пространственного распределения однородных участков дна (биотопов) и, следовательно ассоциаций донных организмов.

Глубоководный район

Северный Берег (район порта «Приморск»)

Берег пролива Бьеркезунд на участке от пос. Карасевка до мыса Сигнальный относительно слабо изрезан, и может быть отнесен к подтипу абразионных моренных. Берега здесь сложены преимущественно валунами, за исключением отдельных небольших бухт, в которых формируются так называемые «карманные» пляжи. На мелководье в таких бухтах также развиты песчаные аккумулятивные формы на поверхности валунного бенча¹. Поверхностные образования дна залива в исследуемом районе представлены осадками всего гранулометрического спектра — от грубообломочных, включая валунные и глыбовые отложения — до алевропелитовых (рис. 1.5.3). В районе северного берега восточной и центральной части пролива Бьеркезунд, в условиях достаточно крутого берегового склона наблюдается быстрый переход от зоны воздействия волновых процессов, расположенной от берега до изобат 5–8 м, где на поверхности ледниково-озерных глин формируются покровные песчаные тела небольшой мощности (10–20 см), к алевропелитовым осадкам зоны нефелоидной седиментации, верхняя граница которой отмечена на глубинах 13–15 м. Формирование донных биотопов в этом районе проходит в настоящее время под техногенным влиянием. Сравнение результатов исследований 2003 г. с применением ГЛБО и интерпретационного пробоотбора с ранее полученными данными позволило выявить участки поверхности дна, где за последние годы произошли существенные изменения седиментационной обстанов-

¹ Бенч — слабо наклонная выположенная поверхность коренных (или валунно-глыбовых) пород, образованная перед отступающим береговым утесом и/или поверхностью подводного берегового склона.

ки, что отразилось на характере распределения гранулометрических типов поверхностных осадков. Непосредственно в районе строительства терминала по данным пробоотбора 2000 г. граница алевро-пелитовых илов зоны нефелоидной седиментации была отмечена на расстоянии 300–400 м от береговой линии. В настоящее время граница илов отодвинулась на 100–200 в сторону моря, непосредственно в зоне терминала донная поверхность находится в зоне размыва, что, по-видимому, связано со строительством и воздействием на дно подходящих судов. В то же время восточнее терминала по данным пробоотбора ранее располагались зоны подводного размыва, в которых были развиты покровные пески волнового происхождения и гравийно-галечные отложения. В настоящее время граница зоны алевропелитов значительно (на 200–300 м) приблизилась к берегу, то есть деструктивные (размывные) процессы сменились здесь аккумулятивными.

В этом районе обнаружены 5 типов донных биотопов (1–5) с мозаичным распределением по акватории биотопа мягких грунтов (1), слабой выраженностью переходной зоны (биотоп 2). Наиболее распространенные биотопы субаквальной части береговой зоны 3 и 4 типа представлены примерно в равной пропорции.

Южный берег

Южный берег Финского залива относится к берегам, сформированным преимущественно, волновыми процессами к типу выравнивающихся абразионно-аккумулятивных бухтовых (Ионин и др., 1961). На мысах преобладают процессы интенсивного размыва с формированием валунного бенча как на берегу, так и в субаквальной части. На устьевых участках Копорской и Лужской губы преобладают процессы аккумуляции песчаного материала, в фотической зоне и по берегам развивается водная растительность.

В районе пос. Красная Горка подводный береговой склон сформирован валунно-галечными отложениями, на узких пляжах также наблюдается обилие валунов. Поверхностные донные осадки представлены широким гранулометрическим спектром. Грубообломочные отложения развиты в зонах интенсивного размыва на подводном береговом склоне и отмели по периферии о. Котлин, на мелководье, окружающем берега залива в районе Красной горки, м. Серая Лошадь, Карвалдай, Устинский (где они образуют широкую, вытянутую в западном направлении отмель) и м. Долгой. Для этих осадков, сформировавшихся при размыве ледниковых отложений, характерно значительное количество грубообломочного материала, в том числе валунов. Пески — преобладающий тип поверхностных осадков. Все песчаные отложения — от разнозернистых, существенно крупнозернистых до мелко-тонкозернистых разностей — сформировались под воздействием волновых процессов, и могут быть подразделены на покровные пески зон подводного размыва, относительно тонким слоем (до 15–20 см) залегающие на поверхности ледниково-озерных отложений (ленточных глин) и пески зон современной волновой аккумуляции. Мощность аккумулятивных песчаных тел может быть значительной. Пески встречены на различных глубинах (от 0 до 12–13 м).

На обследованных участках южного берега зона бассейновой аккумуляции и, соответствующий ей биотоп мягких грунтов (1) сдвинуты вглубь акватории. Как и на двух предыдущих участках основными биотопами субаквальной части береговой зоны можно считать (3) каменистые и смешанные грунты (различного происхождения — обычного генезиса, как результат размыва морен и грубообломочного материала и в местах формирования валунного бенча) и (4) пески.

Выборгский залив

Берега Выборгского залива относятся к шхерному типу, который характеризуется изрезанной береговой линией, обилием островов и узких заливов. В устье Выборгского залива и далее на запад вдоль северного берега расположено обширное мелководье с большим количеством островов. Контрастный рельеф во многом предопределяет распределение поверхностных осадков и донных биотопов прибрежной зоны залива, которое характеризуется частой латеральной изменчивостью. На расстоянии десятков метров можно наблюдать быстрый переход от грубообломочных отложений (валуны, галька, гравий) зон интенсивного подводного размыва (на подводных склонах островов и материка и вершинах подводных поднятий) (биотоп 3-го типа) к алевро-пелитовым илам ложбин (зон бассейновой аккумуляции, биотоп 1-го типа). Песчаный биотоп (тип 4) здесь не столь представлен как на остальной части района исследований, практически отсутствует переходная зона (тип 2). По берегам и в прибрежье, благодаря изрезанности берегов и формированию условий, способствующих аккумуляции мелкодисперсных осадков формируется биотоп, благоприятный для развития прибрежной полуводной и водной растительности (тип 8).

Таким образом по рельефу дна и его осадочному покрову на всей обследованной акватории можно выделить две группы биотопов: относительно однородные и на большинстве участков пространственно единые (исключение составляют островная часть в районе пос. Приморск и Выборгский залив) биотоп(ы) зоны бассейновой аккумуляции (1) и разнородные, характеризующиеся высокой латеральной изменчивостью биотопы субаквальной части береговой зоны (3–8). Для большей части акватории характерен также и биотоп(ы) переходной зоны (2).

Особенности донных биотопов субаквальной части береговой зоны

Помимо геоморфологии дна и геологических процессов, волновых и ветровых явлений (рис. 1.5.5, внизу) облик донных биотопов и населяющих их сообществ в восточной части Финского залива определяют такие гидрофизические условия и факторы как гидрооптические свойства и стратификация вод, а также соленость, затоки и апвеллинги. Благодаря совместному действию этих факторов условия обитания гидробионтов в пределах геоморфологически однотипных биотопов неодинаковы, что потребовало деления некоторых типов биотопов на подтипы.

Вертикальная зональность

Так, два самых распространенных в субаквальной зоне типа — биотоп каменистых и смешанных грунтов (3) и биотоп относительно подвижных песчаных грунтов (4), занимающие более 80% площади в субаквальной части береговой зоны и сменяющие в направлении берега биотопы переходного типа (2) в изученном районе, неравнозначны на участках располагающихся в пределах фотической зоны (прибрежье, литораль) и глубже (мелководье). Для прибрежья Финского залива характерны две подзоны: глубиной до 0.7–1 м и глубже 0.7 м. На участки с глубинами до 0.7–1 м в летнее время оказывают влияние сгонно-нагонные явления и прибой, в зимнее время эти участки промерзают, в весеннее подвергаются истирающему воздействию льда (Orlova, Panov, 2004), что создает нестабильные условия для существования здесь водных растений и животных. Участки глубже 0.7 м более стабильны. Сообщества, населяющие эти участки, сходные геологически, но неравнозначные по гидрофизическим условиям, также кардинально различаются. Поэтому внутри типов 3 и 4 выделены ряды из трех последовательно сменяющих друг друга в направлении к берегу подтипов. На схемах (рис. 1.5.4 и 1.5.5) им присвоены буквенные обозначения: «а» — для мелководья (2–7 м глубины), «б» и «в» — для прибрежья (фотической зоны); «б» — для более глубоководного и относительно стабильного биотопа, «в» — для прибойного. Так, например, в Курортном районе для 3в (каменистые и смешанные грунты прибойной зоны) характерно массовое и быстрое, но временное (только в безледную часть года, в периоды между сильными штормами) развитие на каменистых субстратах нитчатых водорослей *Cladophora glomerata* (Bäck et al., 2001; разделы 2.2, 2.3) и ассоциированных с ними организмов (раздел 2.9). В сменяющем его биотопе 3б тоже доминируют нитчатые водоросли, существующие уже в двух формах — быстро вегетирующей, отмирающей осенью летней форме и постоянной, зимующей. Для этого биотопа в отдельные годы характерны также разреженные поселения прикрепленного двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha*. Несмотря на то, что в сменяющем его биотопе каменистых и смешанных грунтов мелководий (3а) в весеннее и осеннее время в обычные годы участки с глубинами до 3–4 м попадают в пределы фотической зоны, макрофитобентос, часто определяющий облик прибрежных сообществ, здесь представлен только зимующей формой кладофоры. Ее воздушно-сухой вес в пробах, собранных на 3 м не превышает 18 г м⁻² против 60–180 г м⁻² в таковых с глубин 1.5 м (3б), а основу группировки донных организмов в диапазоне глубин 2–3...5–7 м составляет *Dreissena polymorpha* или другие беспозвоночные-обрастатели (в зависимости от солености на каждом участке) (см. раздел 2.8). Последовательно сменяющие друг друга по вертикали биотопы 3в-а и 4в-а тянутся от защитных сооружений и далее на запад по мелководьям вдоль северного и южного берегов залива.

Общими чертами для них кроме геоморфологических характеристик являются (в пределах одного и того же района) — отсутствие стратификации и прогресс в летнее время всей водной толщи; отсутствие длительных периодов гипоксии (они

наблюдаются только в 3в, в плотных матах кладофоры в ночное время при тихой погоде (Bask et al., 2001)); незначительное воздействие апвеллингов и затоков. Так, апвеллингом 5–9 июля 2007 была охвачена лишь глубоководная часть акватории залива, прилегающая к Курортному району. Соленость придонной воды на ст. 20 и 21 составила 3,49–5,29 г/л⁻¹ при температуре 4,5–5,5 °С, в поверхностном слое значения были соответственно 1,14–1,51 г/л⁻¹ и 18,5–19,5 °С. На мелководьях (3–7 м) придонные соленость и температура были такие же, как в поверхностных слоях воды на глубоководных станциях. Только в отдельные годы, когда происходит полная замена всей водной массы в Курортном районе, прибрежные и мелководные биотопы испытывают влияние критических значений солености и резкого снижения температуры. Например, 31 августа 2006 г. соленость воды на всех станциях составила 5,1 г/л⁻¹ на фоне низких температур (8 °С) и высокой прозрачности воды за счет быстрого и мощного затока соленых вод с запада, который обеспечил полную замену всей водной массы всего за одни сутки (данные С.В. Лукьянова и А.В. Пнюшкова; Рябчук и др, 2008, в печати).

В отличие от С. Оленина и Д. Дауниса (Olenin, Daunis, 2004) мы пока не проводим дальнейшего деления биотопов 3-го типа отдельно на каменистые и смешанные грунты и на микроместообитания внутри этих градаций, ввиду сходства прочих условий среды, доминирующего вида (беспозвоночные-обрастатели или нитчатые водоросли в зависимости от местоположения — мелководье или побережье) и группировок макробеспозвоночных на участках со 100% и меньшим проективным покрытием дна твердыми субстратами. Также в отличие от цитированных авторов, мы пока не производим разделения участков дна, сложенных песками на отдельные биотопы и микроместообитания в соответствии с мобильностью песков, содержанием в них органического вещества и доминирующему виду донных организмов. Такое деление потребует проведения специального исследования по типологии песчаных биотопов береговой и переходной зон с учетом имеющих наработок (Connor et al., 1977; Marlin, 2004; Olenin, Daunis, 2004) а также специальных гидробиологических исследований, включающих изучение придонной и интерстициальной фауны в каждой из выявленных форм рельефа и донных песчаных отложений.

Пространственная изменчивость

Несмотря на геоморфологическое сходство и сходство в вертикальном распределении основных биотопов (в рядах «1, 2, 3в, 3б, 3а» и «1, 2, 4в, 4б, 4а») в исследованных районах залива, существенное влияние на условия для донных организмов в однотипных биотопах каждого района и на протяженность биотопов вглубь акватории оказывают градиенты абиотических факторов, характерные для эстуарных экосистем. Основные такие факторы, указаны на рис. 1.5.5. В первую очередь пространственная неоднородность биотопов вдоль оси эстуария определяется соленостным градиентом и гидрооптическими свойствами воды (прозрачность, концентрация и состав взвешенного вещества).

Существенно различаются по соленостным условиям все однотипные биотопы и, соответственно населяющие их донные организмы в пресноводно-олигогалинном мелководном и солоноватоводном глубоководном районах, а также на разных участках в пределах глубоководного района: в Приморске, Лужской, Копорской Губах; особое положение занимает Выборгский залив, имеющий собственный градиент солености.

Прозрачность воды, определяющая глубину фотической зоны и нижние границы биотопов 3б и 4б, а значит и их протяженность, тоже не одинаковы в каждом районе. В пресноводно-олигогалинной зоне (Курортный район) прозрачность воды в весеннее и раннелетнее время по нашим наблюдениям, совмещенным с гидробиологическим пробоотбором, обычно достигает 2 м, к середине лета падает до 1.6–0.7 м, осенью вновь повышается. Если принять во внимание, что глубина фотической зоны оценивается как равная удвоенной прозрачности, то можно констатировать, что большую часть вегетационного периода донные группировки макробеспозвоночных на глубинах ниже 2 м находятся вне фотической зоны и, таким образом, граница между биотопами 3а и б в вегетационный период находится примерно на глубине 2 м.

В последние два года наряду с погодными, гидрологическими и геолого-геоморфологическими факторами, например, поступлением взвеси из зоны размыва берегов и во время штормовых событий, на условия обитания гидробионтов в этом районе, очевидно, может влиять изменение гидрооптических свойств воды, вызванные техногенными причинами. По материалам, предоставленным Л.Л. Сухачевой (см. также Сухачева, 2007) с 2005 г. в связи с началом осуществления проекта «Морской Фасад Санкт-Петербурга» значительно возросли масштабы загрязнения акватории взвесью. Из проведенного Л.Л. Сухачевой анализа спутниковых изображений (рис. 1.5.6) следует, что основным источником интенсивного загрязнения акватории взвешенными веществами в 2006 г. являлись крупномасштабные работы по обустройству Петровского фарватера и Подходного канала. В 2006 г. объем дноуглубительных работ составил 12 150 000 м³. Зарегистрированы случаи распространения шлейфа мутных вод на 150 км, от источника до о. Мощный. Современные объемы работ и интенсивность загрязнения превосходят таковые в 1970–80-е годы. Кроме того, сейчас дноуглубительные работы проводятся в транзитной зоне Невской губы, где скорости течений значительно выше, чем в прибрежье и влияние загрязнения распространено гораздо шире по акватории залива.

Осенью 2006 г. (19 сентября) при проведении гидробиологических исследований было отмечено, что из-за намывных работ прозрачность воды на станциях профиля 7 (рис. 1.5.4) составила 0.4–0.5 м против обычных величин в 1.5–2 м. В ходе проведения гидрологических исследований в том же году в районе г. Сестрорецк (Рябчук и др., 2006) тоже была зафиксирована чрезвычайно высокая мутность прибрежных вод (до 90 мг л⁻¹ сухого вещества). Шестого-девятого июля 2007 г. на всех станциях Курортного района до пос. Ушково прозрачность не пре-

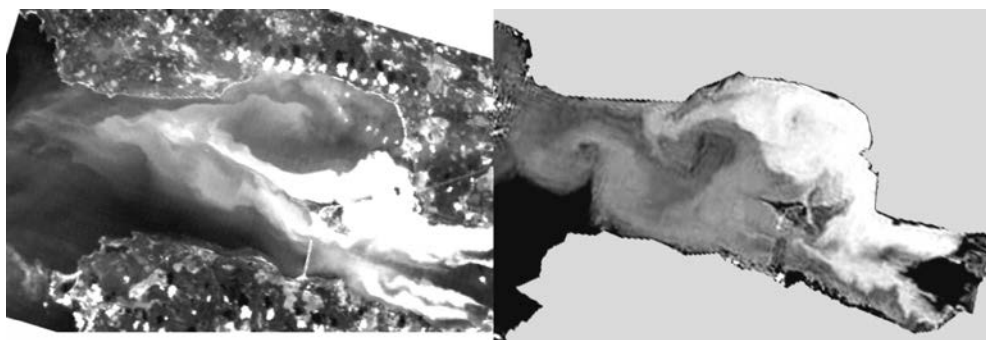


Рис. 1.5.6. Загрязнение акватории Невской губы и восточной части Финского залива взвешенными веществами при проведении дноуглубительных работ в 2006 г. по данным сенсора MODIS за 23 августа 2006 г. (левое фото) и MERIS за 12 октября 2006 г. (правое фото).

Максимальным концентрациям взвеси соответствуют светлые тона (почти белый), относительно чистой воде — черный цвет. Снимки печатаются по любезному разрешению Л.Л. Сухачевой (Сухачева, 2007).

вышла 0.4–0.5 м, в Ушково она составила на разных станциях (профиль 11) от 0.6 до 1.1 м, в районе Приморска находилась в пределах обычных для этого участка величин — 2.1 м. На глубине 5 м на профиле 7 в июне 2007 г. весь грубообломочный материал был засыпан осадками и типичное для этого участка поселение дрейссены с высокими значениями численности и биомассы не было обнаружено (рис. 1.5.4), где двойной линией отмечена зона распространения каменистых грунтов на этом профиле в июне 2007 г. В самой Невской губе 9 июля в зонах шлейфов от работы земснарядов (например, на ст. 42 по системе СУЗГМС) прозрачность была менее 0.15 м. Можно предположить, что при сохранении созданных условий следует ожидать сдвигания границ всех биотопов субаквальной части береговой зоны в сторону береговой линии и перераспределения зон седиментации мелкодисперсной взвеси.

В солоноватоводной части акватории в моменты наблюдений прозрачность воды на обследованных участках обычно была выше, чем в пресноводно-олигогалинной, даже в годы проведения намывных работ, и составляла в летний период 1.6–2.6 м. Таким образом, в сравнении с Курортным районом, фотическая зона и, следовательно, нижняя граница прибрежных биотопов, отодвигается здесь вглубь залива до 3–4 м.

2. БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ

2.1. ФИТОПЛАНКТОН ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Фитопланктон — неотъемлемая часть водной экосистемы. Видовой состав, количественное развитие и функционирование планктонных водорослей во многом определяют характер функционирования всей экосистемы.

Более или менее регулярные исследования планктонных сообществ эстуария р. Невы проводятся с начала 1980-х гг. К настоящему времени накоплены довольно обширные сведения о фитопланктоне в разных частях эстуария (Никулина, 1987, 1991, 1996; Макарова, 1997; Никулина и др., 1999; Ланге, 2006; Терешенкова, 2006; Telesh, Nikulina, 1997; Basova, Lange, 1998; Nikulina, 2003; и др.). Однако данные о сезонном развитии водорослей планктона на акватории восточной части Финского залива имеются только в некоторых из них (Никулина, 1991; Макарова, 1997; Nikulina, 2003).

В естественных условиях в мелководной зоне восточной части Финского залива формировалась квазистационарная водоворотная структура, обеспеченная транзитным потоком невской воды и подтоком солоноватой воды залива вдоль северного побережья. После постройки дамб в этом районе ухудшился водообмен водоворотной структуры за счет того, что разделенный на отдельные струи поток невской воды утратил свою прежнюю транзитную скорость (Знаменский, 2000).

Особенности акватории, а также антропогенное воздействие, способствовали формированию богатого видами фитопланктонного комплекса, который оказывает большое влияние на функционирование нижней части эстуарной экосистемы.

Наиболее подробные сезонные наблюдения за фитопланктоном мелководного района восточной части Финского залива проводились в 1982–1989 гг., т.е. в период основного строительства дамб (Никулина, 1989, 1991) и до 1992 г. в рамках мониторинга, 1–3 раза за сезон (Ежегодник, 1987–1989; Макарова, 1997). В последующие годы фитопланктон восточной части Финского залива изучался только периодически. В основном это были одноразовые в течение года съемки во время обследования водной системы Ладожское озеро – река Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива (Kauppila, 1995; Telesh, Nikulina, 1997; Трифонова и др., 1998; Никулина и др., 1999) или летние съемки при рыбохозяйственном мониторинге (Терешенкова, 2006). Характер изменений видового состава и количество развивающихся водорослей в течение вегетационного сезона, позволяют наиболее надежно судить об экологическом состоянии водной системы.

В настоящей работе представлены результаты исследований, которые проводились в двух направлениях.

Во-первых, были выполнены регулярные сезонные наблюдения за фитопланктоном в 2002–2004 гг., как продолжение многолетних исследований, начатых в

1982 г. (Nikulina, 2003). В задачу этих работ входило выявление закономерностей динамики структурных и количественных показателей водорослей планктона в северном курортном районе восточной части Финского залива в течение вегетационного сезона и сравнение современного состояния фитопланктонного сообщества с тем, которое наблюдалось в предыдущие десятилетия.

Во-вторых, определялась характеристика фитопланктона на всей акватории эстуарной системы в период 2001–2005 гг. в позднелетний период. Эти исследования выделили территориальные особенности в распределении видового состава и количественного развития водорослей планктона и позволили, в какой-то степени, судить о степени эвтрофирования и загрязнения акватории.

Достаточно полные списки водорослей, встреченных в эстуарии р. Невы, были приведены в ранее изданных работах (Никулина, Анохина, 1987; Ланге, 2006). Поэтому в данной работе будут обсуждаться только те виды водорослей, которые преобладали или постоянно встречались в планктоне. Виды, которые в тот или иной период доминировали в фитопланктоне мелководной курортной зоны в сезон 2002–2004 гг., приведены в табл. 2.1.1. Наиболее многочисленны были цианобактерии, особенно в летне-осенний период. Несмотря на высокую численность видов *Planktolyngbia limnetica*, *Limnothrix planctonica*, *Microcystis pulverea*, из-за небольшого размера клеток, основная доля биомассы приходилась на нитчатые формы — *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*. Солоноватоводный, потенциально токсический вид цианобактерий, *Nodularia spumigena*, редко встречался во внутренней части эстуария, а в 2002–2004 гг. в доминирующий комплекс входил только во внешнем эстуарии.

Диатомовые водоросли в фитопланктоне восточной части Финского залива играют преимущественную роль в весеннее и, иногда, в осеннее время. В наших исследованиях из диатомовых водорослей, наибольшее значение во внутреннем эстуарии, имели типичный представитель озерного планктона *Aulacosira islandica* и, часто преобладающий в эстуарной экосистеме, вид *Skeletonema subsalsum*. Криптофитовые и динофитовые водоросли в настоящее время постоянные представители фитопланктонного комплекса на всей акватории залива. Зеленые водоросли, обычно наиболее разнообразно представленные в планктоне восточной части Финского залива, практически никогда здесь не преобладали ни по численности, ни по биомассе. В доминирующий комплекс в исследованный период входили только два вида (табл. 2.1.1). Доля зеленых водорослей в общей биомассе фитопланктона не намного превышала 10%.

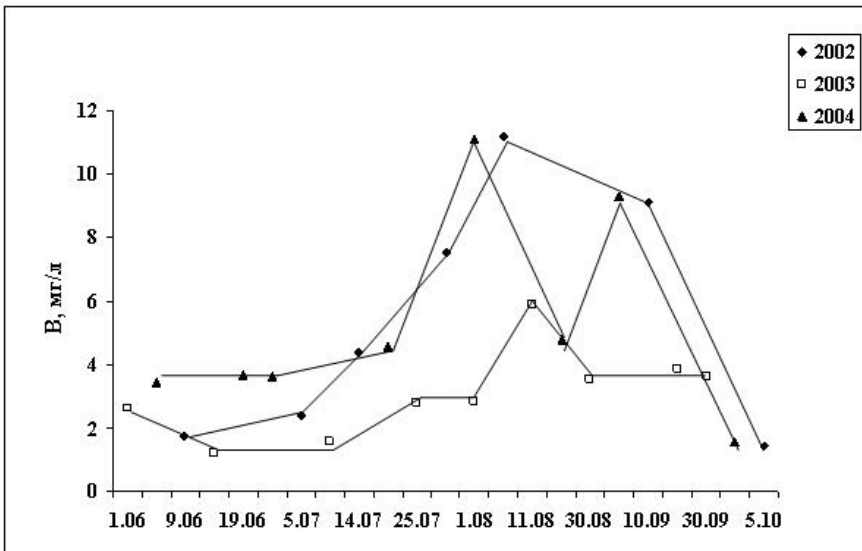
В мелководной курортной зоне динамика биомассы фитопланктона и средние значения в исследованный период приведена на рис. 2.1.1. В 2002 и 2004 гг. характер кривой и средние величины очень близки, составляя 5.4 ± 1.47 и 5.2 ± 1.15 мг/л соответственно (ошибка средней при $n = 8-10$). В 2003 г. в течение всего вегетационного сезона в поверхностном горизонте наблюдалась почти в 3 раза более высокая соленость воды (1.58‰ против 0.66‰), что отразилось на количественном развитии фитопланктона. Средняя за сезон 2003 г. биомасса составила 3 ± 0.95 мг/л.

Таблица 2.1.1

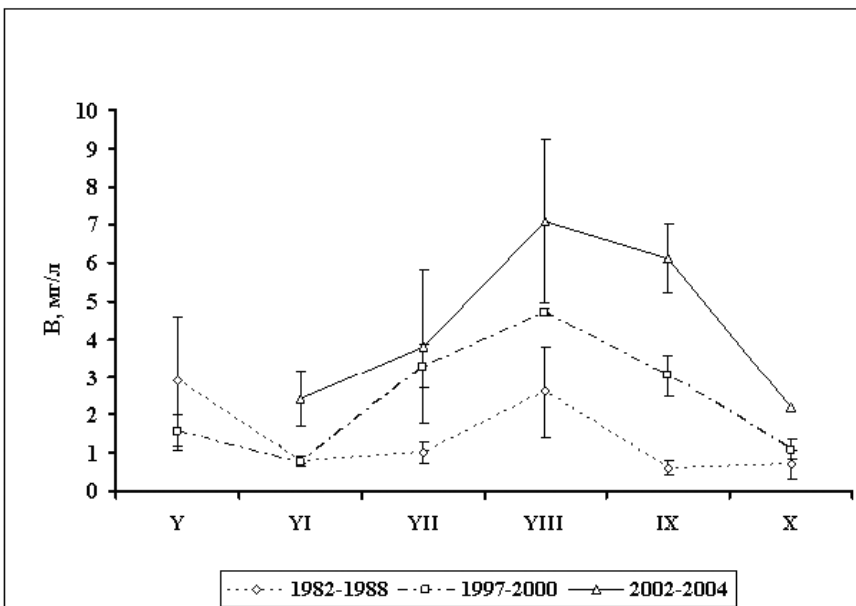
Численность (10^3 кл./л) доминирующих видов фитопланктона в 2002–2004 гг.

Вид	S	Ст. 21		
		весна	лето	осень
Цyanophyta				
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenh.	β	0	$\frac{15-2880}{445}$	$\frac{10-108}{62}$
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	β	0	$\frac{36-10800}{2432}$	$\frac{60-5880}{1924}$
<i>Anabaenopsis elenkinii</i> Miller	O- β	0	$\frac{220-1248}{829}$	0
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	β	$\frac{0-67}{32}$	$\frac{640-13318}{3402}$	$\frac{240-5530}{2931}$
<i>Aph. gracilis</i> Lemm.	O- β	0	$\frac{120-6400}{1342}$	$\frac{210-2208}{1305}$
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West	β	$\frac{20-360}{90}$	$\frac{48-23280}{1664}$	$\frac{150-3600}{500}$
<i>Limnothrix planctonica</i> (Wolosz.) Meff.	O- β	$\frac{320-5800}{3200}$	$\frac{1080-51500}{5650}$	$\frac{5400-14080}{7214}$
<i>Microcystis pulvereae</i> (Wood.) Forti	O- β	$\frac{650-4900}{2800}$	$\frac{6480-76488}{22692}$	$\frac{8400-94800}{22900}$
<i>Nodularia spumigena</i> Mert.	O- α	0	$\frac{10-171}{21}$	$\frac{0-74}{15}$
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (W. West) Anagn. a. Komarek	O- β	$\frac{10-1800}{1200}$	$\frac{656-54520}{13262}$	$\frac{3280-39200}{12244}$
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. a. Komarek	β	$\frac{0-90}{30}$	$\frac{172-29520}{6300}$	$\frac{2260-25960}{11570}$
<i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Komarek a. Hindak	O	0	$\frac{16-7680}{1158}$	$\frac{64-14400}{3622}$
Bacillariophyta				
<i>Aulacosira islandica</i> O. Mull.	β	$\frac{50-311}{170}$	$\frac{2-115}{21}$	$\frac{59-2376}{981}$
<i>Skeletonema subsalsum</i> (Cl.) Bethge	β - α	$\frac{0.2-2.8}{1}$	$\frac{144-9552}{1653}$	$\frac{652-3144}{1008}$
Cryptophyta + Dinophyta				
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	β	$\frac{204-5600}{2300}$	$\frac{60-2328}{663}$	$\frac{120-576}{248}$
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr. + <i>C. marssonii</i> Skuja	β	$\frac{2-362}{180}$	$\frac{36-576}{143}$	$\frac{24-216}{77}$
Chlorophyta				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	β	$\frac{19-400}{120}$	$\frac{66-2529}{698}$	$\frac{42-4128}{1022}$
<i>Mougeotia</i> sp.	O	0	$\frac{3-384}{76}$	$\frac{2-48}{13}$

Примечание. Над чертой — диапазон, под чертой — средняя; S — сапробность.



2.1.1. Сезонная динамика биомассы (B) фитопланктона в 2002–2004 гг., внутренний эстуарий р. Невы, ст. 21.



2.1.2. Динамика биомассы (B) фитопланктона (средние за месяц значения) за три периода исследований, ст. 21.

Многолетние наблюдения, с 1982 г. по настоящее время, за развитием фитопланктона в мелководной части курортной зоны Финского залива показали, что биомасса планктонных водорослей в этом районе неуклонно возрастала (рис. 2.1.2). В 1982–1988 гг. в среднем за летне-осенний период биомасса фитопланктона составляла 2, в 1997–2000 гг. — около 3, а в 2002–2004 гг. — 4.6 мг/л. Увеличилась также продолжительность периода высокой летней биомассы фитопланктона, главным образом за счет развития цианобактерий.

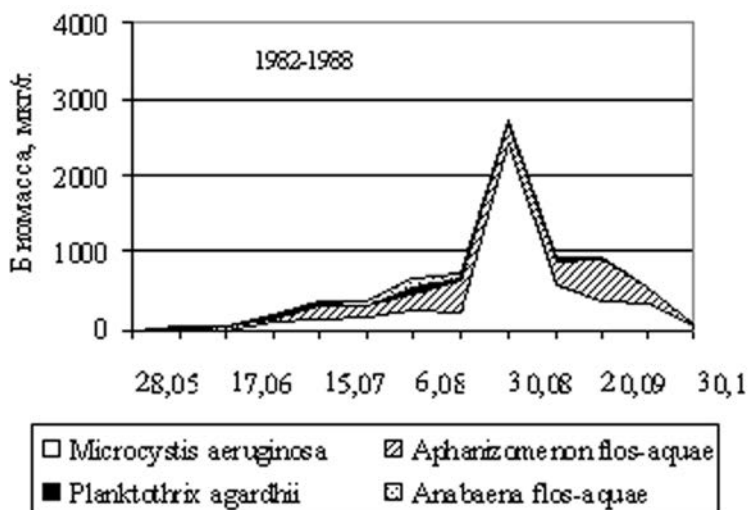
За исследованный период изменилась не только величина средней за сезон биомассы фитопланктона, но и относительное значение отдельных групп водорослей в общей биомассе (табл. 2.1.2). Почти в 3 раза возросла роль цианобактерий, снизилась доля диатомовых, увеличилось значение криптофитовых.

Таблица 2.1.2

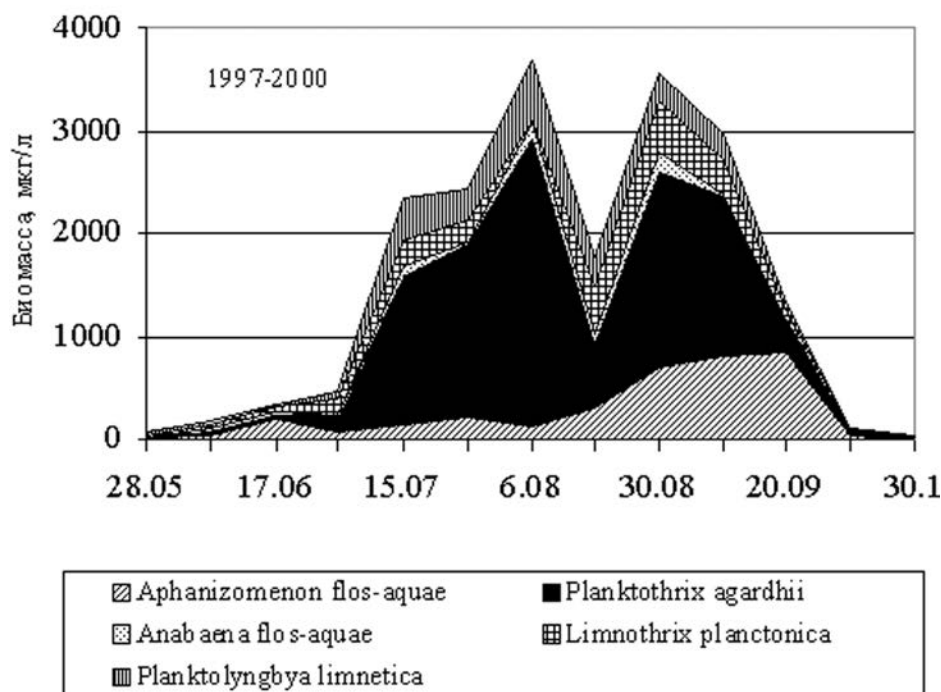
Биомасса фитопланктона и вклад в нее различных систематических групп водорослей и цианобактерий, мелководная часть Финского залива (ст. 21)

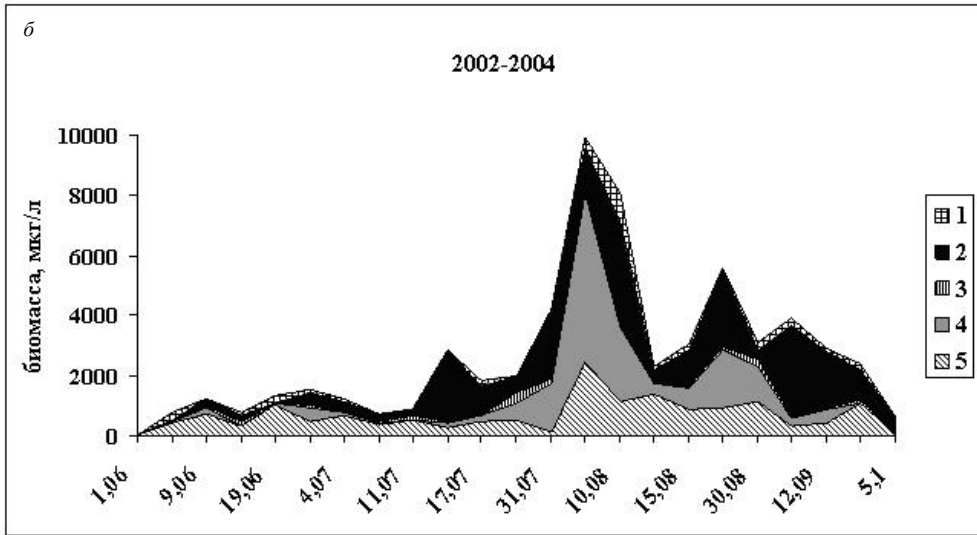
Дата	Общая биомасса, мг/л	Циано-бактерии	Диатомо-вые	Криптофитовые + динофитовые	Зеленые	Эвгленовые	Прочие
1982–1988							
Май	2.9	3	75	12	2	–	8
Июнь	0.7	10	40	5	43	–	2
Июль	1.2	30	38	3	17	1.5	1.5
Август	2.6	46	45	2	6	0.2	0.8
Сентябрь	0.8	20	69	1	2	–	8
Октябрь	0.9	11	74	2	8	–	5
Среднее	1.5±0.2	21.5±3.5	56.8±3.7	4.2±0.8	13.0±3.2	–	4.2±0.7
1997–2000							
Май	1.5	5.0	54.0	27.9	10.0	0.1	3.0
Июнь	0.9	40.0	11.8	23.7	14.9	1.5	1.1
Июль	3.5	54.4	6.2	14.3	11.1	3.0	0.8
Август	4.4	75.2	15.2	4.6	3.2	0.3	1.6
Сентябрь	3.9	71.9	16.9	5.0	3.7	1.0	1.6
Октябрь	1.1	60.4	22.8	9.5	7.2	0.1	0.1
Среднее	2.9±0.6	54.9±11.6	18.9±7.2	14.2±5.9	9.8±2.5	0.7±0.4	1.5±1.2
2002–2004							
Июнь	2.5	59.0	6.2	16.1	12.8	1.2	4.7
Июль	3.8	56.7	13.1	11.5	17.6	0.5	0.6
Август	6.6	71.0	14.1	4.0	10.4	0.3	0.2
Сентябрь	5.6	63.8	25.2	2.7	8.0	–	0.3
Октябрь	1.5	46.7	26.4	8.8	17.7	0.2	0.2
Среднее	4.6±0.5	59.5±5.1	17.0±4.2	8.6±2.8	13.3±2.0	0.4±0.2	1.2±0.3

а



б

2.1.3. Динамика биомассы доминирующих видов *Cyanophyta* (а, б).



2.1.3. Окончание.

б: 1 — *Limnothrix planctonica*, 2 — *Planktothrix agardhii*, 3 — *Planktolyngbya limnetica*, 4 — *Anabaena flos-aquae* и другие виды *Anabaena*, 5 — *Aphanizomenon flos-aquae*.

Эти данные, несомненно, могут свидетельствовать о процессе эвтрофирования исследуемого участка водной системы.

В восточной части, как и во всем Финском заливе, всегда большое значение имели цианобактерии (Николаев, 1954). За период наших наблюдений с 1982 г. в развитии цианобактерий произошли значительные изменения. В восьмидесятые годы воды вершины Финского залива характеризовались, как мезотрофные. Цианобактерии доминировали в августе – начале сентября. В этот период чаще всего отмечалось «цветение» воды (Никулина, 1989). В девяностые годы высокая летняя биомасса цианобактерий наблюдалась уже с конца июня. При этом несколько изменился состав доминирующих видов, обычно формирующих «цветение» воды. Из «цветообразующего» комплекса цианобактерий исчез *Microcystis aeruginosa*, сократилась доля видов рода *Anabaena*, стали значительно преобладать виды осцилляториевого комплекса — *Planktothrix agardhii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Limnothrix planctonica* (рис. 2.1.3 а, б). Представители последних видов характерны для эвтрофных и загрязняемых водоемов. В табл. 2.1.3 приведены средняя биомасса и дата максимального развития цианобактерий в отдельные годы исследования.

Систематике, экологии и распространению цианобактерий, в том числе *P. agardhii*, создававшим в девяностые годы до 90% биомассы в Восточной части Финского залива, посвящено довольно много работ (Sakamoto, Okino, 2000; Davis et al., 2003; Hasler et al, 2003; и др.). В урбанизированных озерах Европы и Америки, развитие *P. agardhii* увеличивалось по мере усиления азотной нагрузки

Таблица 2.1.3

Средняя летне-осенняя (В средн.) и максимальная (В макс.) биомасса (мкг/л) цианобактерий в мелководном районе восточной части Финского залива, ст. 21

Год	N	В средн.	В макс.	Дата	Доминирующие виды в порядке убывания
1982	7	300	758	5.07	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Phormidium tenue</i> , <i>Limnothrix planctonica</i>
1983	7	470	1450	7.08	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnothrix planctonica</i>
1984	9	275	983	26.08	<i>Limnothrix planctonica</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Microcystis reinboldii</i>
1985	5	669	1442	13.07	<i>Limnothrix planctonica</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
1986	4	444	1210	19.08	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Limnothrix planctonica</i> , <i>Aphanothece clathrata</i>
1987	11	777	6446	17.09	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
1988	10	150	1192	25.08	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Limnothrix planctonica</i>
1989	4	2641	8000	15.08	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
1996	4	2413	4507	22.08	<i>Limnothrix planctonica</i> , <i>Planktolyngbia limnetica</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>
1997	12	918	2274	20.08	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Planktolyngbia limnetica</i>
1998	12	1251	4569	19.09	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Anabaena circinalis</i>
1999	12	1977	6271	24.08	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
2000	12	3310	8228	15.07	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Anabaena circinalis</i> , <i>Microcystis reinboldii</i>
2002	10	3608	8400	10.08	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
2003	10	624	3170	30.08	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
2004	8	1113	10 030	1.08	<i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Planktothrix agardhii</i>

Примечание. N — число наблюдений, Дата — дата максимального развития.

(Edmondson, Lehman, 1981; Chorus, Wesseler, 1988). Значение цианобактерий этого вида также возрастало при увеличении поступления в водоем органических веществ со сточными водами (Varis, 1993; Blomqvist et al., 1994).

В Восточной части Финского залива наиболее массовое развитие *P. agardhii* наблюдалось в девяностые годы, что совпало с началом повсеместного сокращения производственных мощностей и уменьшения общего объема промышленных сбросов в экосистему эстуария р. Невы. Данные по изменению стока общего фосфора через Большую Неву, приведенные с 1991 по 2001 г. (Frumin et al., 2002) свидетельствуют, что период наибольшего развития водорослей *P. agardhii*, (1994–1999 гг.) соответствовал наименьшему стоку фосфора.

В то же время увеличение общей биомассы фитопланктона и преобладание в ней *P. agardhii*, свидетельствовало о высокой загруженности вод азотом и растворенными органическими веществами. Таким образом экосистема отреагировала структурным изменением фитопланктонного сообщества на изменившийся характер антропогенного воздействия. При этом резкое увеличение цианобактерий этого вида в общей биомассе фитопланктона зачастую не приводило к визуально различимому «цветению» воды, т.к. доминировавшие виды не способны образовывать более или менее крупные колонии. Они отдельными нитями достаточно равномерно распределяются в столбе воды эвфотной зоны.

В 2002–2004 гг. в летне-осенней биомассе фитопланктона доля цианобактерий осталась высокой, но наблюдались изменения в ее структуре. По-прежнему преобладали цианобактерии осцилляториевого комплекса, но до 50% возросло значение доминировавших ранее видов (*Anabaena*, *Aphanizomenon*), которые при массовом развитии способны формировать поверхностное «цветение» воды. Изменение сезонной динамики отдельных видов цианобактерий в разные периоды наблюдений приведено на рис. 2.1.3.

Другим характерным представителем планктона восточной части Финского залива является диатомовая водоросль *Skeletonema subsalum*, которая нами (Никulina, Генкал, 1987) впервые была определена и зарегистрирована для данного региона. Сезонные наблюдения, проведенные в курортной зоне залива, позволили выявить значительные изменения ее количественного развития в исследованный период. В 1980-е годы в летнее время доля этих водорослей в общей биомассе доходила до 50%, в середине 1990-х их в планктоне почти не было и только с 2000 г. значение этого вида снова начало возрастать (табл. 2.1.4). Развитие этих водорослей характерно для мезотрофных и эвтрофных водоемов с низким уровнем загрязнения.

Для оценки распределения фитопланктонных сообществ по акватории всего эстуария реки Невы, станции, где проводились исследования, были объединены территориально в отдельные зоны, с учетом глубины и солености воды (рис. 2.1.4).

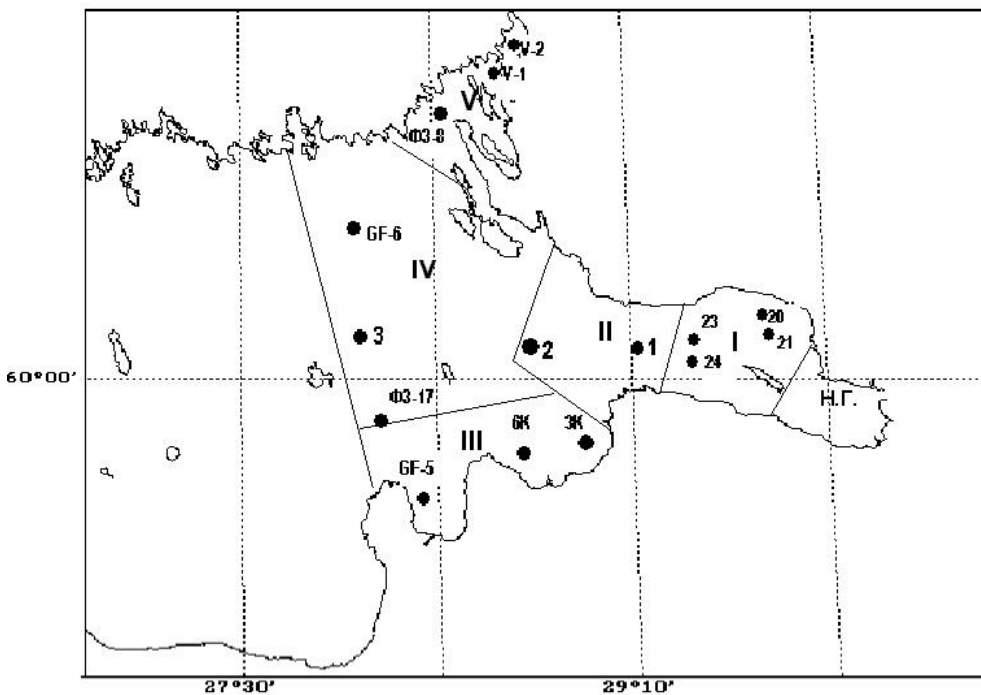
Характер развития и распределения фитопланктона в Невской губе достаточно подробно проанализирован в предыдущих работах (Никulina и др., 1999; Ланге, 2006). Как было показано, общая биомасса фитопланктона в западной части губы (ст. 15) в 90-е годы возросла по сравнению с восьмидесятыми, а в 2004 г. величины биомассы были того же порядка, что и в 90-е (рис. 2.1.5).

Наиболее полный список видов водорослей, когда-либо отмечавшихся в Невской губе, приведен в работе Е.К. Ланге (2006). Как результаты наших исследований, так и данные Е.К. Ланге показали, что в количественных пробах, в планктоне Невской губы, в последние годы часто отмечаются, ранее не встречавшиеся цианобактерии *Lemmermanniella pallida* (Lemm.) Geitl. Среди видов, которые указаны как не входившие ранее в число доминирующих, особо следует отметить цианобактерию, *Romeria gracilis* Koczw. Этот вид мы впервые зафиксировали в 2001 г. в придамбовой части губы. Наибольшей биомассы (230 мкг/л) этот вид

Таблица 2.1.4

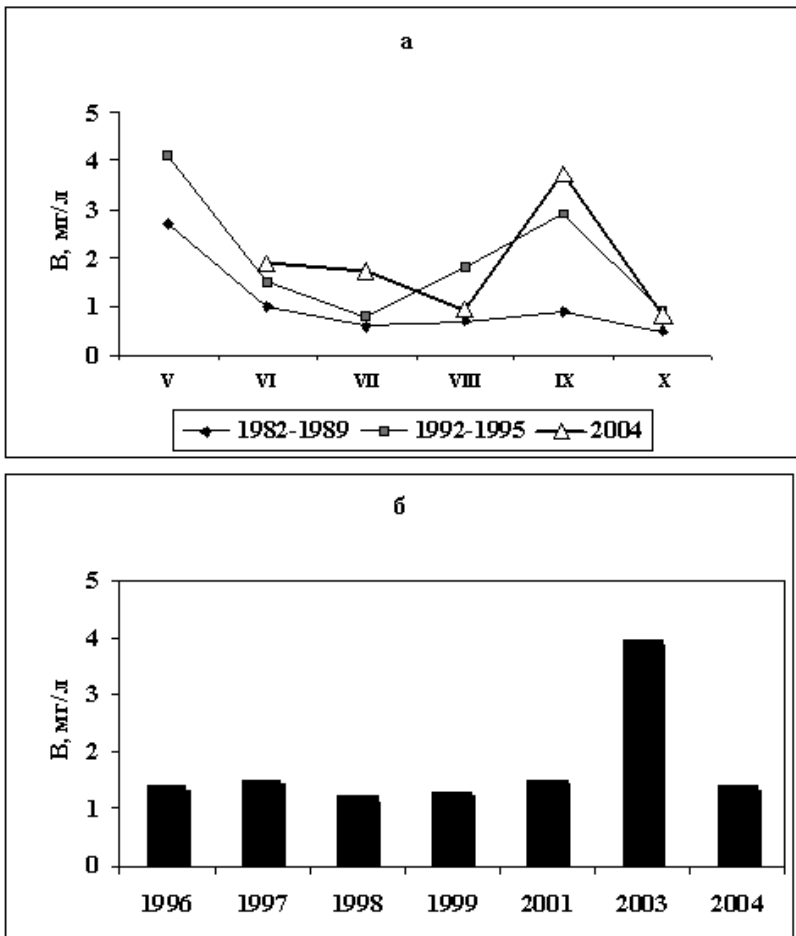
Биомасса (мг/л) *Skeletonema subsalsum* летом в мелководной курортной зоне Финского залива (ст. 21)

Год	1983	1984	1985	1986	1987	1988	Среднее
Биомасса	0.53	1.04	1.06	1.67	0.99	0.4	0.96 ± 0.22
% от общей биомассы	27.2	48.7	53.1	36.5	78.7	33.1	48.2 ± 8.72
Год	1998	1999	2000	2002	2003	2004	
Биомасса	0.17	0.06	1.24	0.39	0.6	0.82	0.55 ± 0.20
% от общей биомассы	6.7	1.4	11.4	8.7	11.8	25.4	10.9 ± 4.81



2.1.4. Схема выделенных зон исследованной акватории Финского залива.

достиг в северо-западной части (ст. 42). Здесь же, в 2004 г., наблюдалась самая высокая биомасса (293 мкг/л) жгутиковых зеленых водорослей *Eudorina elegans* Ehr. из порядка *Volvocales*. В 2001 г. на западных станциях Невской губы был отмечен вид, относящийся к цианобактериям, *Nostoc linckia* Elenk. Особенно его доля была значительна на ст. 15 и 42. Появление и массовое развитие в придамбовых участках Невской губы видов обычно встречающихся в литоральной зоне водоемов, может свидетельствовать об изменившихся, по сравнению с исходны-



2.1.5. Сезонная динамика биомассы фитопланктона, Невская губа, ст. 15.

ми, условиями в водной системе. Эти изменения мы начали отмечать с начала девяностых годов, когда биомасса фитопланктона в районе ст. 15 почти в 2 раза стала превышать биомассу, наблюдавшуюся в восьмидесятые годы (Никулина и др., 1999) и что, скорее всего, связано со снижением проточности в южной части «северных ворот».

Наиболее разнообразно, как всегда, в планктонном комплексе представлены зеленые водоросли. В числе доминирующих водорослей, тоже в западной части губы, в 2001 г. впервые отмечены *Botryococcus braunii* Kütz., показатели чистых вод, поступающих из Ладоги. Единично в планктоне Невской губы эти водоросли встречались, начиная с 1982 г. (Никулина, 1996). Значительное их развитие в придамбовой зоне может свидетельствовать о невысокой проточности этого участка.

Таблица 2.1.5

Биомасса фитопланктона и вклад в нее различных систематических групп водорослей и цианобактерий на акватории эстуария р. Невы

Зоны	Общая биомасса, мг/л	Цианобактерии	Диатомовые	Криптофитовые + динофитовые	Зеленые	Прочие
2001						
Н. губа	2.6	25.8	49.8	3.1	15.6	3.4
I	5.1	58.0	23.8	5.6	15.8	0.3
II	3.9	62.5	7.9	9.0	20.3	0.2
III	2.6	77.5	6.9	5.1	10.0	0
IV	1.9	69.7	4.2	14.0	11.4	0.7
V	7.2	72.3	0.6	10.8	14.4	1.9
2003						
Н. губа	3.7	8.2	10.4	46.8	34.4	0.2
I	3.4	82.9	3.6	5.6	7.8	0.1
II	1.5	68.2	2.2	9.8	19.5	0.3
III	1.6	72.6	1.0	7.8	18.1	0.5
IV	1.0	33.9	10.4	27.0	26.7	2.0
V	–	–	–	–	–	–
2004						
Н. губа	3.7	7.4	14.2	27.0	5.4	46.0*
I	3.7	45.4	22.9	12.5	18.2	1.0
II	1.1	51.9	21.5	6.1	20.4	0.1
III	3.1	53.4	19.0	14.9	9.8	2.9
IV	1.6	78.0	0.7	6.3	13.1	1.9
V	12.2	80.1	4.1	6.0	9.4	0.4
2005						
Н. губа	–	–	–	–	–	–
I	4.3	24.7	25.9	23.0	23.4	3.0
II	4.3	72.1	3.3	12.4	12.1	0.1
III	4.5	77.1	0.3	9.0	8.9	0.2
IV	2.5	75.6	–	11.4	9.0	–
V	10.8	87.1	2.1	3.9	2.2	4.7

Примечание. * — 46% составляли водоросли из отдела *Chrysophyta* — *Uroglenopsis americana* (Calk.) Lemm., которые достаточно обычны в раннелетнем планктоне северной и центральной частях Невской губы, но в 2004 г. обильное развитие наблюдалось на всей акватории губы.

Эти данные свидетельствуют о том, что в северо-западном районе (ст. 15, 42) создалась малопроточная зона. По видовому составу и количественному развитию отдельных видов этот участок значительно отличается от северной и транзитной зоны Невской губы.

Численность и биомасса цианобактерий в планктоне Невской губы очень сильно зависит от их развития в Ладоге, внутри же губы из-за мелководности и активного перемешивания водных масс, нет подходящих штилевых условий для развития цветообразующих форм цианобактерий. Это подтверждается их невысокой долей в общей биомассе фитопланктона в западной части губы (табл. 2.1.5).

Таким образом, общий характер фитопланктона Невской губы в исследованный период отличался от фитопланктона наблюдавшегося в конце 1990-х более высокой биомассой, видами, которые ранее не входили в число доминирующих, и теми, которые ранее не были зафиксированы на акватории губы.

Утверждать, что эти отличия носят постоянный характер, в такой изменчивой системе, какой является планктон Невской губы, достаточно сложно. Так, 2 июля 2004 г. на ст. 15 наблюдалась довольно высокая биомасса фитопланктона (3.3 мг/л), когда пробы отбирались в период теплой штилевой погоды, а 4 июля, когда пробы отбирались после прошедшего накануне шторма, биомасса была уже почти в два раза меньше.

Но можно утверждать, что гидрологические условия в северо-западной части губы значительно изменились по сравнению с периодом 1980-х – первой половиной 1990-х годов и независимо от погодных условий уровень развития фитопланктона в западной части Невской губы значительно возрос.

Следующий к западу, наиболее богатый по фитопланктону, участок мелководной зоны Финского залива характеризуется глубинами 15–25 м. Этот район в эстуарной системе реки Невы является тем «биологическим барьером» (Golubkov et al., 2004), где наблюдается повышенная концентрация живых организмов. Здесь наиболее активно функционирует планктонная система, активизированы процессы продуцирования и минерализации органических веществ.

Благодаря особым гидрологическим условиям, складывающимся в мелководной курортной зоне Финского залива, фитопланктон здесь представлен озерным комплексом, что особенно отчетливо проявляется в летне-осенний период. В восьмидесятые годы сезонная динамика фитопланктона характеризовалась двухвершинной кривой, период депрессии после весенней вспышки продолжался практически до конца июня. Летне-осенняя средняя биомасса составляла около 2 мг/л. В конце августа – сентябре наблюдалось «цветение» воды цианобактериями, характерными для мезотрофных водоемов *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*. При этом наблюдалось развитие сначала нитчатых, затем коккоидных форм. Постоянно встречались в планктоне цианобактерии осцилляториевого комплекса, *Limnothrix planctonica*, *P. agardhii*, которые редко входили в доминирующий состав.

В период настоящих исследований средняя биомасса составляла 3.4–5.1 мг/л, а на некоторых станциях при этом почти половина биомассы приходилось на цианобактерии (табл. 2.1.5). Основную долю цианобактерий составляли виды осцилляториевого комплекса. По биомассе преобладали *P. agardhii* — показатель органического загрязнения. Значение цианобактерий этого вида особенно возросло в 1990-х годах, когда наблюдалось их распространение по всему Финскому заливу от пресных до солоноватых вод (Никулина, 1996; Макарова, 1997; Никулина и др., 1999; Kauppila et al., 1995; Basova, Lange, 1998; Kauppila, Lepisto, 2001). Высокой численности достигали и другие виды из пор. *Oscillatoriales* — *L. planctonica*, *P. limnetica*, но из-за небольшой ширины трихомов (1.5–2.5 мкм) их роль в биомассе была незначительной. Виды, обладающие газовыми вакуолями и гетероцистами, которые обычно вызывают в Финском заливе «цветение» воды, были представлены *A. flos-aquae*, *Aph. flos-aquae*, а постоянный доминант летнего планктонного комплекса 1980-х годов *M. aeruginosa* в этот период в планктоне практически не встречался.

Значительную долю в общей биомассе фитопланктона в мелководном районе составляли диатомовые водоросли, при подавляющем преобладании *S. subsalsum*. Увеличение доли этих водорослей во внутренней эстуарии отмечено, не только в период сезонных наблюдений, проводившихся на ст. 21 до 2004 г., но и во время летней съемки 2005 г. на всей акватории выделенной зоны.

Вклад в общую биомассу фитопланктона отдельных видов криптофитовых и зеленых водорослей составлял 5.6–12.5% и 7.8–23.4% общей биомассы соответственно.

Во второй зоне, которая отнесена ко внешнему эстуарию, биомасса фитопланктона в летний период в годы исследований изменялась от 1.1 до 4.3 мг/л (табл. 2.1.5).

Наибольшее отличие от более мелководного и с меньшей соленостью района, состояло в резком сокращении в фитопланктонном комплексе доли диатомовых водорослей *S. subsalsum*. Нашими предыдущими исследованиями было показано, что водоросли этого вида наибольшего развития достигают в конце июля – августе при солености воды 0.5–1% (Никулина, 1991). Распределение по акватории водорослей *S. subsalsum*, наблюдавшееся в настоящих исследованиях, вполне подтверждает полученные ранее данные.

Доминирующий состав фитопланктона Лужской и Копорской губ был представлен теми же видами, что и в мелководной зоне, но здесь чаще встречались представители характерные для солоноватых вод. Достаточно подробное описание видового состава водорослей этой акватории приведено в работе Т.В. Терешенковой (2006). В период наших наблюдений в разные годы биомасса фитопланктона составляла 1.0–4.5 мг/л (табл. 2.1.5).

Мористый глубоководный район внешнего эстуария (зона IV) характеризовался наиболее низкой биомассой водорослей, тем не менее, в летний период их биомасса (1.6–2.5 мг/л) соответствовала мезотрофному уровню.

Выборгский залив отличался самым богатым по численности и биомассе фитопланктоном. Так, в 2001 г. на ст. Ф.3.-8 от общей численности фитопланктона 113 млн кл./л, 103 млн приходилось на цианобактерии. Высокой численности достигали все доминирующие виды. Наибольшее значение по сравнению со всей обследованной акваторией, на этой станции имели криптофитовые водоросли, кроме того, только здесь в значительном количестве зафиксированы водоросли, относящиеся к отделу *Euglenophyta*. Общий комплекс видового состава и количественные показатели фитопланктона (биомасса 7.2 мг/л) свидетельствовали об эвтрофировании залива. Наблюдения 2004 и 2005 гг. подтвердили, что уровень развития фитопланктона в Выборгском заливе в летнее время соответствует эвтрофному состоянию экосистемы. О высокой трофности и возможном загрязнении этого района может свидетельствовать полное отсутствие чистоводных солоноватоводных видов, характерных для Финского залива, несмотря на достаточно высокую соленость (до 2.14‰) воды — диатомовых *Chaetoceros wighamii* Bright., *Thalassiosira baltica* (Grun.) Ost., *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. и практическое отсутствие *S. subsalsum*.

Соотношения биомассы фитопланктона с содержанием в воде хлорофилла, взвешенных органических веществ и первичной продукцией планктона представлены в табл. 2.1.6. В целом по заливу, как видно из табл. 2.1.6, отмечался довольно большой разброс величин относительного содержания хлорофилла в биомассе и биомассы в органическом веществе. Тем не менее, средние величины как по каждому из выделенных нами районов, так и по всей исследованной акватории, находятся в пределах величин обычно приводимых для водных экосистем. Суточные Р/В коэффициенты, рассчитанные для слоя эпилимниона были довольно высокими для августа, но не выходили за пределы, обычно наблюдаемые в естественных планктонных сообществах. Для 2004 г. суточные Р/В коэффициенты не рассчитывались.

В целом на исследованной акватории, величины биомассы фитопланктона значительно различались в разных зонах. Наименьшие величины отмечены в глубоководной части залива, наибольшие — в Выборгском заливе и мелководной курортной зоне Финского залива. По сравнению с восьмидесятыми годами увеличение в 2–3 раза биомассы в летний период произошло во всех зонах эстуария. Возрастание биомассы фитопланктона в мелководной части Финского залива по сравнению с восьмидесятыми годами отмечалось и ранее (Basova, Lange, 1998; Nikulina, 2003).

Увеличение биомассы фитопланктона, высокая доля цианобактерий в летне-осенний период, способных при массовом развитии формировать «цветение» воды, а также изменения в структуре доминирующих видов, связаны со многими факторами. Прежде всего, это количество биогенных элементов и их соотношение в общем содержании. В результате обобщения литературных данных и проверка гипотез, объясняющих формирование «цветения», признается основным низкое (< 20) соотношение в воде азота и фосфора (Varis, 1993; Blomqvist et al., 1994).

Таблица 2.1.6

Относительные характеристики фитопланктона на акватории эстуария р. Невы

Зоны	Биомасса, мг/л (В)	Хл./В, %	В/ВОВ, %	Р/В сут.
2001				
Н. губа	2.6	0.27	16.6	–
I	5.1	0.17	24.7	1.7
II	3.94	0.1	33.0	1.15
III	2.6	0.05	31	0.7
IV	1.9	0.08	15.8	1.2
V	7.2	0.04	48.0	0.6
В среднем	4.0 ± 0.4	0.14 ± 0.03	30.0 ± 2.6	1.3 ± 0.2
2003				
Н. губа	3.7	0.52	23.3	2.17
I	3.4	0.24	45.9	1.0
II	1.5	0.14	31.5	1.32
III	1.0	0.38	13.9	1.9
IV	1.6	0.63	16.3	0.7
V	–	–	–	–
В среднем	1.8 ± 0.29	0.3 ± 0.06	26.2 ± 6.2	1.1 ± 0.5
2004				
Н. губа	3.0	0.31	–	–
I	3.7	0.25	–	–
II	2.0	0.36	–	–
III	1.4	0.23	–	–
IV	1.6	0.21	–	–
V	12.2	0.13	–	–
В среднем	3.7 ± 0.74	0.25 ± 0.07	–	–
2005				
Н. губа	–	–	–	–
I	4.3	0.23	30.1	3.0
II	4.3	0.16	46.7	1.7
III	4.5	0.16	48.9	1.2
IV	2.5	0.22	24.7	2.6
V	10.8	0.24	53.4	1.8
В среднем	5.3 ± 1.7	0.20 ± 0.01	40.7 ± 4.9	2.1 ± 0.38

Примечание. Хл./В, % — доля хлорофилла «а» в биомассе фитопланктона; В/ВОВ, % — доля биомассы фитопланктона во взвешенном органическом веществе; Р/В сут. — суточный Р/В коэффициент фитопланктона.

Смена тех или иных видов цианобактерий зависит от соотношения различных форм биогенных элементов. Так, в оз. Касамигаура (Sakamoto, Okino, 2000) доминировали цианобактерии рода *Microcystis*, но постоянное возрастание поступления в озеро азота привело к замене *Microcystis* на *P. agardhii*. В то же время на модели показано, что как только прекращалось поступление сточных вод, исчезали виды рода *Oscillatoria*, и возрастала доля родов *Aphanizomenon* и *Microcystis*. Для разных видов имеет значение, какие формы азота преобладают в пуле. Преобладание NH_4 и NO_2 приводило к доминированию видов не способных фиксировать азот — *Microcystis* и *Oscillatoria*, а недостаток NO_3 был благоприятен для развития азотфиксаторов *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Blomqvist et al., 1994). На основании многолетних наблюдений за фитопланктоном на акватории Финского залива, особенно его мелководной курортной зоны, и, ориентируясь на работы, приведенные выше, можно утверждать, что повсеместное распространение видов осцилляториевого комплекса, свидетельствует о преобладании аммонийного и нитритного азота. При этом доля аммонийного азота выше уровня, необходимого для развития *M. aeruginosa*, входившего в состав доминирующих видов цианобактерий в 80-е годы XX в., и благоприятствует процветанию *P. agardhii*. Намотившуюся тенденцию в изменении состава фитопланктона в пользу азотфиксирующих видов мы обсудили выше.

Число зафиксированных видов водорослей планктона и величина биомассы в эстуарной экосистеме во многом зависят не только от биогенных элементов, но и от солености воды. Для мелководной зоны, находящейся под наиболее сильным влиянием реки Невы и Невской губы, характерен озерный тип фитопланктона и возрастание солености губительно воздействует на пресноводный планктон. Соленость поверхностных слоев воды в северной курортной зоне чаще всего $< 1\text{‰}$, в южной части иногда достигает 1.7‰ . Заток соленых вод в мелководную часть Финского залива, отмечавшийся в 2003 г., привел не только к снижению общей биомассы фитопланктона, но и к изменению соотношения различных видов в составе цианобактерий. Особенно это отчетливо проявилось во время сезонных наблюдений, ст. 21 (табл. 2.1.7). В 2003 г. доля цианобактерий в общей биомассе составила также как в 2002 и 2004 гг. более 60%, а доля *P. agardhii* вида, предпочитавшего воды с более низкой соленостью, сократилась. Доля цианобактерий, способных фиксировать молекулярный азот и наиболее характерных для внешнего эстуария, возросла. Распределение цианобактерий и доля видов, способных вызывать «цветение» воды на акватории залива в выделенных зонах, в 2004 г., представлено в табл. 2.1.8.

Наблюдения, проводившиеся по акватории восточной части Финского залива в 2003–2005 гг. показали, что при возрастании солености, снизилась не только величина общей биомассы (рис. 2.1.6), но и число видов. На величине индекса разнообразия Шеннона это отразилось незначительно из-за достаточно ровного количественного развития отдельных представителей фитопланктона (табл. 2.1.9). Снижение числа видов с 50 до 10 наблюдали в Финском заливе при увеличении

Таблица 2.1.7

Общая биомасса фитопланктона, биомасса цианобактерий и доля некоторых представителей цианобактерий в зависимости от солености воды, ст. 21

Показатели	Годы		
	2002	2003	2004
Соленость, ‰	0.66 ± 0.11	1.58 ± 0.2	0.62 ± 0.1
Общая биомасса, мг/л	5.4 ± 1.47	3.0 ± 0.95	5.2 ± 1.15
Биомасса цианобактерий, мг/л	3.95 ± 0.92	1.83 ± 0.31	3.36 ± 1.34
<i>P. agardhii</i> , % биомассы цианобактерий	49.7 ± 7.5	20.3 ± 6.3	38.6 ± 11.3
Виды-азотфиксаторы, % биомассы цианобактерий	39.5 ± 8.8	59.9 ± 5.8	36.8 ± 10

Примечание. ± — ошибка среднего значения.

Таблица 2.1.8

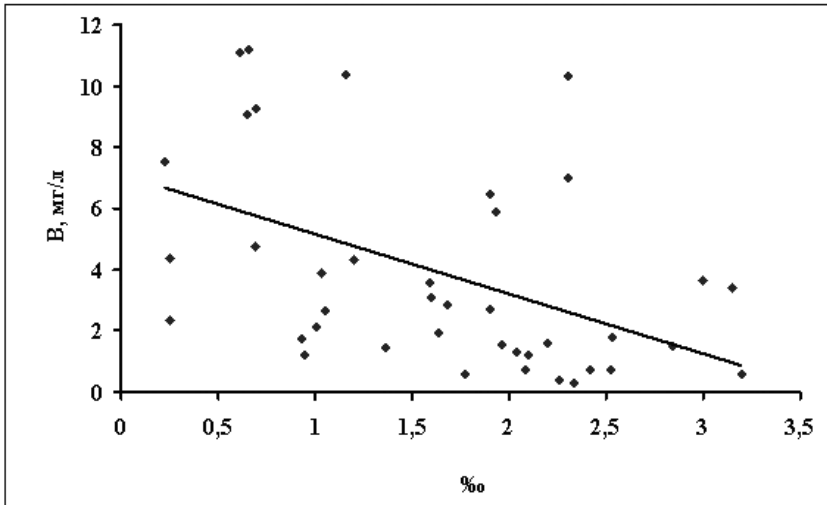
Характеристика фитопланктона Восточной части Финского залива, 29.07–4.08.2004

Показатели \ Зоны	I	II	III	IV	V
Соленость, ‰	0.76	1.6	3.33	3.0	1.64
Средняя биомасса, мг/л	4.5	2.02	1.48	4.1	12.48
Биомасса цианобактерий, мг/л	3.3	0.54	0.62	2.9	9.1
% <i>P. agardhii</i> в биомассе цианобактерий	26.6	38.9	1.3	8.2	6.8
% <i>Anabaena</i> + <i>Aphanizomenon</i> в биомассе цианобактерий	31.2	37.1	69.0	78.9	77.1
% солоноват. видов от общего списка	7.9	8.0	28.7	12.5	18.0

солености от 2 до 7‰ (Egemiņa, Lange, 2003). Согласно теории критической солености, наименьшее число видов отмечается в альфа-хорогалинной зоне (5–8‰), процесс сокращения видов начинается с 2‰ со стороны реки и с 8‰ со стороны моря (Хлебович, 1974). В нашем случае сопряженная связь между соленостью, биомассой и числом видов водорослей в эстуарной экосистеме вполне очевидна. Небольшое число видов — характерная черта наиболее удаленных от впадающих рек участков Балтийского моря. В исследованной части Финского залива мы ни разу не фиксировали «цветения» вызываемого гепатотоксическими цианобактериями *Nodularia spumigena*, обильное развитие которых часто отмечается в Гданьском заливе и которое зависит от более высокой солености и температуры воды (Plicski, Juźwiak, 1996).

Таким образом, изменения, происходящие в экосистеме вершины Финского залива, во многом обусловлены не только антропогенными факторами, но и природными условиями, крупномасштабной изменчивостью естественных гидрометеорологических факторов.

Соленые воды, периодические затоки которых характерны для Финского залива, влияют на видовой состав и количественные показатели планктона. Их по-



2.1.6. Соотношение между биомассой (В) фитопланктона и соленостью воды (‰).

Таблица 2.1.9

Фитопланктон восточной части Финского залива, лето 2003–2005 гг.

Зоны	Биомасса, мг/л	Количество видов	H
Н. губа (запад)	3.86 ± 0.68	52 ± 6	3.9 ± 0.14
I	4.05 ± 0.61	41 ± 5	3.24 ± 0.01
II	2.51 ± 0.55	26 ± 3	3.39 ± 0.24
III	2.28 ± 0.59	25 ± 1	3.44 ± 0.12
IV	2.17 ± 0.5	23 ± 6	3.13 ± 0.2
V	11.77 ± 1.6	32 ± 7	2.77 ± 0.17

Примечание. H — индекс разнообразия Шеннона.

ступление приводит к резкому снижению содержания кислорода в придонных слоях воды. Концентрация растворенного кислорода связана обратной зависимостью с соленостью воды. Дефицит кислорода у дна приводит к гибели донных животных на значительных участках дна (Максимов, 2004).

Создающиеся периодически анаэробные условия в водоеме способствуют выходу из донных отложений биогенных веществ и увеличению внутренней биогенной нагрузки, главным образом, фосфора. При повышении содержания фосфора, снижается соотношение N/P. Образовавшийся недостаток азота на высокое содержание фосфора восполняется тем, что начинают развиваться цианобактерии, имеющие гетероцисты и способные фиксировать азот из атмосферы — такие, как различные виды родов *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*. Они образуют визуально различимые многоклеточные колонии, которые при определенных физико-

химических и гидрологических условиях, либо держатся в столбе воды, либо всплывают на поверхность и формируют разной степени интенсивности «цветение» воды. Факты «цветения» воды известны с самых первых гидробиологических наблюдений в Финском заливе и Балтийском море. По донным колонкам существование цианобактерий — азотфиксаторов зафиксировано даже в период литоринового моря, когда антропогенных факторов еще быть не могло, а «цветение» воды за счет развития цианобактерий, было вполне возможно (Bianchi et al., 2000). Таким образом, очевидно, что естественные гидрологические и климатические факторы могут значительно усиливать последствия антропогенного эвтрофирования Финского залива.

Как показали многолетние исследования, в течение летне-осеннего периода в Финском заливе наибольшую долю в общей биомассе фитопланктона составляют цианобактерии. Сравнение средней биомассы некоторых доминирующих видов показало достоверное различие количественного развития цианобактерий во внутреннем и внешнем эстуарии р. Невы. Видовое разнообразие и величины биомассы связаны обратной зависимостью с соленостью воды.

Средняя за сезон биомасса фитопланктона в мелководной курортной зоне в 2002–2004 гг. составляла 4.53 ± 1.0 мг/л, и в 2.5 раза превышала величины, отмечаемые в 1980-е годы. Значительно удлинился период доминирования в планктоне цианобактерий. В сезонном ходе развития фитопланктона отмечен более растянутый период высокой летней биомассы (> 7 мг/л), что характерно для эвтрофных водоемов.

Общий характер фитопланктона в западной части Невской губы в исследованный период отличался от фитопланктона конца 1990-х годов более высокой биомассой и видами, которые ранее не входили в число доминирующих, а также теми, которые ранее не были зафиксированы в планктоне губы.

Наиболее эвтрофируемыми участками эстуария р. Невы являются Выборгский залив и мелководная часть внутреннего эстуария, где в последние два десятилетия отмечено значительное увеличение общей биомассы фитопланктона и цианобактерий. Эти данные свидетельствуют об эвтрофировании системы, обусловленным как антропогенным влиянием, так и природными гидролого-климатическими факторами.

2.2. ФИТОПЕРИФИТОН ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Биологическое исследование эстуария Невы было начато еще в 1911 г. С.М. Вислоухом, когда Городская исполнительная комиссия по сооружению канализации и переустройству водоснабжения поручила ему оценить санитарное состояние Невской губы (Вислоух, 1913, 1921). Тогда Вислоухом было отмечено наличие обильных выбросов зеленых нитчаток на побережье. В дальнейшем, исследования фитоперифитона не проводились, лишь в 1987 г. в трудах ЗИН АН СССР приводятся некоторые сведения о его флористическом составе (Никулина, Анохина, 1987). В 1999 г. вышла работа, посвященная исследованиям флористического состава диатомовых водорослей песчаной литорали восточной части Финского залива (Потапова, 1999). До сих пор фитоперифитон эстуария р. Невы слабо исследован.

Во время наших исследований сезонный отбор проб нитчатых водорослей *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. проводился ежегодно с 2003 по 2006 г., в районе г. Зеленогорска. Отбор проб начинался в начале мая, когда литораль освобождалась ото льда и заканчивался в конце сентября – начале октября. Для количественной оценки водорослей микрофитообрастаний и кладофоры с 3–5 камней и с самой кладофоры делались смывы дистиллированной водой определенного объема. Далее кладофора высушивалась на воздухе и взвешивалась; принималось, что ее сухая масса составляет 20% от сырой массы (Обозначения..., 1972). Сезонные наблюдения за кладофорой проводились с 2003 по 2006 г., за микроперифитоном — только в 2003 г.

В литературе приводятся сведения что в перифитоне эстуария Невы обнаружено 164 вида микроскопических водорослей. Во время наших исследований было встречено 69 видов водорослей относящихся к 4 отделам: Суанорphyta — 9, Bacillariophyta — 41, Chlorophyta — 18, Dinophyta — 1 вид (табл. 2.2.1). Из них 25 видов ранее были отмечены для Балтики, но не встречались в Невской губе, либо были выявлены только в планктоне.

Видовой состав микрофитоперифитона менялся в течение вегетационного сезона. С начала мая и до середины июля доминирующей группой по биомассе были диатомовые водоросли (отдел Bacillariophyta). Сначала на субстрате появлялись *Diatoma elongatum*, *Amphora veneta* и *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*. Первые представители зеленых (*Pediastrum boryanum*) и цианобактерий (*Gloeocapsa minuta*) были зарегистрированы в середине мая. Далее, по мере уменьшения доли диатомовых в численности и биомассе перифитона, доля зеленых и цианобактерий увеличивалась и к середине июля достигала максимума. К осени количество диатомовых снова возрастало, а доля цианобактерий уменьшалась, к началу октября биомасса диатомовых и зеленых водорослей была практически одинаковой, а цианобактерии встречались единично.

Таблица 2.2.1

Список водорослей микроперифитона, зарегистрированных в эстуарии р. Невы
(литературные источники: Никулина, Анохина, 1987 и наши данные)

Вид	Литература	Наши данные
Cyanophyta		
<i>Anabaena</i> sp.	+	+
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West	+	+
<i>A. clathrata</i> f. <i>brevis</i> (Bachm.) Elenk.	+	
<i>A. saxicola</i> f. <i>endophytica</i> (W. et W.) Elenk.	+	
<i>Chondrocystis dermochroa</i> (Nag.) Komarek & Anagnostidis (<i>Gloeocapsa dermochroa</i> Nag.)	+	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nag.	+	+
<i>Cyanothrix gardneri</i> (Fremy) I. Kissel	+	
<i>Eucapsis alpina</i> Glen, et Shantz	+	
<i>E. minor</i> (Skuja) Hollerb.	+	
<i>Fischerella muscicola</i> f. <i>minor</i> (B.-Peters.) Elenk.	+	
<i>Gloeocapsa minor</i> (Kütz.) Hollerb	+	+
<i>G. minuta</i> (Kütz.) Hollerb.	+	+
<i>Gloeotrichia natans</i> (Hedw.) Rabenh.	+	
<i>Synechococcus elongatus</i> Nag.	+	
<i>Katagnymene palustris</i> G.S. West	+	
<i>Limnithrix planctonica</i> (Wolosz.) Meffert (<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.)	+	
<i>Lyngbya</i> sp.	+	
<i>Merismopedia elegans</i> A. Br.	+	
<i>M. glauca</i> Ehr.-Nag.	+	+
<i>M. punctata</i> Meyen	+	+
<i>M. tenuissima</i> Lemm.	+	+
<i>Microcystis pulverea</i> (Wood.) Forti emend. Elenk.	+	+
<i>M. pulverea</i> f. <i>incerta</i> (Lemm.) Elenk.	+	
<i>M. pulverea</i> f. <i>planctonica</i> (G.M. Smith) Elenk.	+	
<i>Microchaete tenera</i> Thur.	+	
<i>Nostoc punctiforme</i> (Kütz.) Elenk. (= Amorphonostoc)	+	
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.	+	
<i>Stigonema ocellatum</i> (Dillw.) Thur. sensu lat. Elenk.	+	
<i>Phormidium</i> sp.	+	
<i>Ph. breve</i> (Kütz.) Komarek & Anagnostidis (<i>Oscillatoria brevis</i> (Kütz.) Gom. f. <i>brevis</i>)	+	
<i>Ph. granulatum</i> (Gardner) Anagnostidis (<i>Oscillatoria granulata</i> Gardner)	+	
<i>Ph. irriguum</i> (Kutz. ex Gomont) Komarek & Anagnostidis (<i>O. irrigua</i> (Kütz.) Gomont)	+	
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemm) Komarek & Hindak (<i>Gomphosphaeria lacustris</i> f. <i>compacta</i> (Lemm.) Elenk.)	+	

Продолжение таблицы 2.2.1

Вид	Литература	Наши данные
<i>W. naegeliana</i> (Ung.) Elenk.	+	
Dinophyta		
<i>Peridinium</i> sp.	+	+
Chrysophyta		
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.	+	
<i>D. suecicum</i> Lemm.	+	
<i>Mallomonas</i> sp.	+	
<i>M. bolochonzewii</i> Woronich	+	
Bacillariophyta		
<i>Achnanthes delicatula</i> (Kütz.) Grun.	+	
<i>A. lanceolata</i> (Breb.) Grun.	+	+
<i>A. lanceolata</i> var. <i>capitata</i> O. Mull.	+	
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki (<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.)	+	+
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	+	
<i>A. veneta</i> Kütz.		+
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	+	+
<i>A. gracillima</i> (Hantzsch.) Heib.	+	
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Kütz.	+	+
<i>A. granulata</i> (Ehr.) Simonsen	+	
<i>A. islandica</i> subsp. <i>helvetica</i> (O. Mull.) Simonsen	+	+
<i>A. italica</i> (Ehr.) Simonsen	+	+
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cl.	+	
<i>Cocconeis costata</i> Greg.		+
<i>C. pediculus</i> Ehr.		+
<i>C. placentula</i> Ehr.	+	+
<i>C. placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Cl.	+	
<i>Ctenophora pulchella</i> (Ralfs) Will. et Round	+	+
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	+	
<i>C. kuetzingiana</i> Thwait.		+
<i>C. meneghiniana</i> Kütz.	+	
<i>Cymatopleura solea</i> (Breb.) W. Sm.	+	
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	+	
<i>C. amphicephala</i> Naeg.		+
<i>C. ventricosa</i> Kütz.	+	+
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	+	+
<i>D. vulgare</i> Bory	+	+
<i>D. vulgare</i> var. <i>breve</i> Grun.	+	
<i>D. vulgare</i> var. <i>lineare</i> Grun.	+	

Продолжение таблицы 2.2.1

Вид	Литература	Наши данные
<i>D. vulgare</i> var. <i>ovale</i> (Fricke) Hust.	+	
<i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz.	+	
<i>Fragillaria</i> sp.	+	+
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) D.T. var. <i>saxonica</i> (Rabenh.) D.T.		+
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.	+	
<i>G. constrictum</i> var. <i>capitatum</i> (Ehr.) Cl.	+	
<i>G. olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz.	+	
<i>Gomphonemopsis pseudoexigua</i> (Simonsen) Medlin		+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	+	
<i>Martyana martyi</i> (Herib.) Round (<i>Ophephora martyi</i> Herib.)	+	+
<i>Melosira varians</i> Ag.	+	
<i>Navicula</i> sp.	+	+
<i>N. cryptocephala</i> Kütz.	+	
<i>N. hungarica</i> Grun.		+
<i>N. menisculus</i> Schum.	+	
<i>N. peregrina</i> (Ehr.) Kütz.		+
<i>N. placentula</i> (Ehr.) Grun.	+	+
<i>N. rhynchocephala</i> var. <i>orientalis</i> I. Kiss	+	+
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun	+	+
<i>N. frustulum</i> (Kütz.) Grun. in Cl. et Grun.		+
<i>N. kuetzingiana</i> Hilse	+	
<i>N. microcephala</i> Grun.	+	
<i>N. sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.	+	
<i>N. sublinearis</i> Hust.	+	
<i>Pteroncola inane</i> (Giffen) Round		+
<i>Pinnularia</i> sp.	+	+
<i>P. globiceps</i> Greg.		+
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Ag.) Lange-Bertalot (<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.)	+	+
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.	+	
<i>S. minutulus</i> (Kütz.) Cleve & Moller	+	
<i>Surirella baltica</i> Schum.		+
<i>S. linearis</i> W. Sm.	+	
<i>S. ovata</i> Kütz.	+	+
<i>S. tenera</i> Greg.		+
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	+	+
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.		+
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz	+	+
<i>Tabularia fasciculata</i> (Ag.) Will. et Round		+

Продолжение таблицы 2.2.1

Вид	Литература	Наши данные
<i>T. ktenooides</i> Kuylenstierna		+
<i>T. tabulata</i> (Ag.) Snoeijs		+
<i>T. waernii</i> Snoeijs		+
Xanthophyta		
<i>Tribonema</i> sp.	+	
Euglenophyta		
<i>Euglena geniculata</i> Duj. emend. Schmitz	+	
<i>Phacus</i> sp.	+	
<i>Trachelomonas</i> sp.	+	
Chlorophyta		
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	+	
<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A. Br.) Korschik.	+	
<i>A. falcatus</i> (Corda) Ralfs	+	
<i>A. fusiformis</i> Corda ex Korsch.	+	
<i>A. gracilis</i> (Reinsch.) Korschik.	+	
<i>A. longissimus</i> (Lemm.) Wille	+	
<i>A. pseudomirabilis</i> Korschik.	+	
<i>Bulbochaete</i> St., sp. 1	+	
<i>Bulbochaete</i> St., sp. 2	+	
<i>Chlamydocapsa</i> sp.	+	
<i>Chlorella vulgaris</i> f. <i>globosa</i> V. Andr.	+	
<i>Closterium</i> sp.		+
<i>C. lanceolatum</i> Kütz.	+	
<i>C. lanceolatum</i> f. <i>parvum</i> (W. et G. West) Kossinsk	+	
<i>C. parvulum</i> Nag.	+	
<i>C. parvulum</i> f. <i>majus</i> W. West	+	
<i>Coelastrum microporum</i> Naeg.	+	+
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	+	
<i>C. tetrapedia</i> (Kirschn.) W. et W.	+	
<i>Coenochloris pyrenoidosa</i> Korschik.	+	
<i>Coenococcus polycooccus</i> (Korsch.) Hindak (<i>Sphaerocystis polycoocca</i> Korschik.)	+	
<i>Cosmoastrum punctulatum</i> (Breb.) Pal.-Mordv.	+	
<i>Cosmarium conspersum</i> Ralfs	+	
<i>C. conspersum</i> var. <i>latum</i> (Breb.) W. et G.S. West	+	
<i>C. margaritatum</i> (Lund.) Roy et Biss.	+	
<i>C. pachydermum</i> Lund.	+	
<i>C. pseudoexiguum</i> Racib.		+
<i>C. pseudobroomei</i> Wille	+	
<i>C. reniforme</i> (Rails) Arch.	+	

Продолжение таблицы 2.2.1

Вид	Литература	Наши данные
<i>C. subquasillus</i> Boldt.		+
<i>C. vexatum</i> West	+	
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Naeg.	+	+
<i>D. pulchellum</i> Wood.	+	+
<i>D. tetrachotomum</i> Printz (<i>D. pulchellum</i> var. <i>ovatum</i> Korschik.)	+	
<i>Euastrum dubium</i> Nag.	+	
<i>Franceia echidna</i> (Bohl.) Korschik.	+	
<i>F. ovalis</i> (France) Lemm. (— <i>Golenkinia francei</i> Chod.)	+	
<i>Golenkinia</i> sp.	+	+
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> Korschik.	+	
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) Schmidle	+	
<i>K. obesa</i> var. <i>aperta</i> (Teiling.) Brunnth	+	
<i>Lagerheimia genevensis</i> Chod.	+	
<i>Monoraphydium arcuatum</i> (Korschik.) Hindak (<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korschik.)	+	
<i>Monoraphydium contortum</i> (Korschik.) Kom.-Leg. (<i>Ankistrodesmus pseudomirabilis</i> var. <i>spirale</i> Korschik.)	+	
<i>Nephrocytium</i> sp.	+	
<i>Oocystis novae-semiliae</i> Wille	+	
<i>O. submarina</i> Lagerh.	+	
<i>Pseudosphaerocystis planctonica</i> Woronich	+	
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory	+	
<i>Pediastrum angulosum</i> (Ehr.) Menegh.		+
<i>P. boryanum</i> (Tusp.) Menegh.	+	+
<i>P. duplex</i> Meyen	+	+
<i>P. duplex</i> var. <i>reticulatum</i> Lagerh.	+	
<i>Planctococcus sphaerocystiformis</i> Korschik.	+	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	+	
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	+	
<i>S. acutus</i> f. <i>costulatus</i> (Chod.) Uhorkovich.	+	+
<i>S. abundans</i> (Kirchn.) Chod.	+	
<i>S. apiculatus</i> (W. et W.) Chod.	+	
<i>S. arcuatus</i> var. <i>capitatus</i> G. M. Smith	+	
<i>S. bijugus</i> (Turp.) Kütz.	+	
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.		+
<i>S. ellipticus</i> Corda		+
<i>S. obliquus</i> (Turp.) Kütz.	+	
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	+	+
<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispinus</i> (Chod.) G. M. Smith	+	+

Окончание таблицы 2.2.1

Вид	Литература	Наши данные
<i>S. spinosus</i> Chodat		+
<i>S. planctonicus</i> (Korschik.) Fott. (<i>Didymocystis planctonica</i> Korsch.)	+	
<i>Schroederia setigera</i> (Schroed.) Lemm	+	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Ghod.	+	
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) W. et G. S. West	+	
<i>Staurastrum hexacerum</i> (Ehr.) Wittz.	+	
<i>S. gracile</i> Ralfs	+	
<i>Stauridium tetras</i> (Ehr.) Hegewald (<i>Pediastrum. tetras</i> (Ehr.) Ralfs)	+	+
<i>Tetraedron bifurcatum</i> (Wille) Lagerh.	+	
<i>T. minimum</i> (A. Br.) Hansg.	+	+
<i>Tetrastrum staurogeniaforme</i> (Schroed.) Lemm.	+	

В сезонной динамике биомассы микрофитообрастаний отмечались два пика: в конце мая – начале июня и в середине июля. Максимум биомассы был в конце мая и составлял 17 г сырой массы на м² площади дна (рис. 2.2.1).

Наблюдалась сезонная динамика доминирующих видов внутри разных отделов водорослей. В начале мая 2003 г. среди диатомовых водорослей по численности и биомассе доминировали: *D. elongatum*, *A. veneta*, *F. rhomboides* var. *saxonica* и *Tabularia waernii*. К 23 мая биомасса и численность *D. elongatum* заметно сни-



Рис. 2.2.1. Сезонная динамика состава и общей биомассы водорослей микроперифитона в 2003 г.

По оси ординат — биомасса, г/м² площади дна; по оси абсцисс — дата наблюдений. 1 — общая биомасса, 2 — биомасса Bacillariophyta, 3 — Chlorophyta, 4 — Cyanophyta.

зились и эти водоросли выбыли из комплекса доминирующих видов. В июне в состав доминирующих диатомовых вошла *Aulacosira islandica*. *A. veneta* и *F. rhomboides* var. *saxonica* сохраняли высокую численность и биомассу до середины июля. Со второй половины июля и до начала сентября диатомовые выбыли из комплекса доминирующих видов. В сентябре и октябре снова была отмечена высокая численность и биомасса для *A. veneta* и *F. rhomboides* var. *saxonica*.

Среди зеленых водорослей с начала июня и до октября по биомассе доминировали *Cosmarium pseudoexiguum* и *C. subquasillus*.

Цианобактерии появлялись единично с середины мая, но массовое их развитие наблюдалось с середины июня до октября. По численности доминировали *Coelosphaerium kuetzingianum*, *Gloeocapsa minuta* и *Microcystis pulverea*.

Макроперифитон был представлен зелеными нитчатыми водорослями *Cladophora glomerata*. Развитие кладофоры начиналось в середине мая и заканчивалось в октябре. Как правило, динамика биомассы характеризовалась двумя максимумами. Первый наблюдался в начале – середине июля и второй в сентябре (рис. 2.2.2). Максимальная биомасса наблюдалась в сентябре и в среднем составила 300 ± 100 г сухой массы на м^2 площади дна (1.5 кг/м^2 сырой массы). В среднем за сезон биомасса кладофоры была 113 ± 50 г сухой массы/ м^2 площади дна (0.5 кг сырой массы).

В течение почти всего сезона 2003 г. биомасса кладофоры составляла 90–99% от биомассы всего перифитона (табл. 2.2.2). Только в мае, до начала развития кладофоры, 100% биомассы составлял микроперифитон. В октябре доля кладофоры в биомассе также снизилась до 60%.

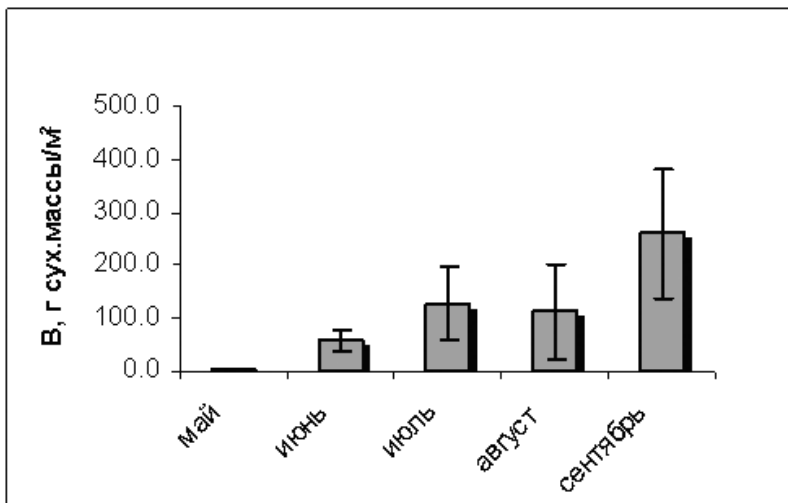


Рис. 2.2.2. Сезонная динамика биомассы *Cladophora glomerata* в 2000–2006 гг. По оси ординат — биомасса г сух. массы/ м^2 площади дна.

Таблица 2.2.2

Доля биомассы *Cladophora glomerata* в общей биомассе фитоперифитона (%) летом 2003 г.

Дата	Микроперифитон (%)	<i>Cladophora</i> (%)
5.05	100	0
15.05	6	94
23.05	37	63
2.06	3	97
17.06	5	95
1.07	1	99
17.07	0.5	99.5
6.08	0.4	99.6
13.09	0.2	99.8
16.10	19.9	80.1

Обилие кладофоры в течение лета сильно зависело от погодных условий. Например, лето 2003 г. характеризовалось ветреной погодой, и обычно на следующий день после шторма на побережье оставались голые камни, а вся кладофора была сорвана и выброшена на берег или плавала в воде.

Таким образом, сезонная динамика микроперифитона и *Cladophora glomerata* характеризовалась двумя пиками развития. В течение сезона для микроперифитона происходила смена комплекса доминирующих видов. В начале сезона по численности и биомассе доминировали диатомовые водоросли, затем их место занимали зеленые и цианобактерии.

2.3. МАКРОФИТЫ: ВЫСШИЕ ВОДНЫЕ РАСТЕНИЯ И МАКРОВОДОРОСЛИ

Списки видов и данные о динамике растительных сообществ были получены в результате обобщения уже опубликованных данных и на основе оригинальных сборов и наблюдений, проведенных в 2000–2005 гг. в Невской губе и на побережье Курортного района г. Санкт-Петербурга. Видовые названия высших растений приведены в соответствии с «Определителем сосудистых растений Северо-Западной России» (Цвелев, 2000). В списке (табл. 2.3.1) семейства, роды в пределах семейств и виды в пределах родов расположены в алфавитном порядке. Систематика макроводорослей соответствует принятой в серии «Определитель пресноводных водорослей СССР». Картирование, сбор проб и определение структурных и продукционных характеристик зарослей макрофитов производилось по стандартным методикам (Белавская, 1979; Катанская, 1981; Распопов, 1985). Площади зарослей определялись с использованием схем, полученных в результате визуального картирования, спутниковых карт из <http://maps.google.com> и по координатам, полученным с помощью GPS.

Для анализа и сравнения использованы ранее опубликованные работы. В начале и середине прошлого века проводились нерегулярные исследования флоры и растительности некоторых участков побережья Невской губы и дельты Невы (Розанова, Голубева, 1921; Михин, Сорокин, 1934; Кожанчиков, 1964). В 1980-х годах Зоологическим институтом АН СССР проводились комплексные гидробиологические исследования Невской губы, при этом были сделаны геоботанические описания водной растительности северного и южного побережий (Белавская, 1987). Наиболее полные сведения, включающие структурные и продукционные характеристики высшей водной растительности восточной части Финского залива, даны в работах И.Л. Кореляковой (Корелякова, 1987, 1997; Корелякова, Волков, 1987) на основе исследований, проведенных ГосНИОРХ с использованием геоботанических методик и материалов аэрофотосъемки в 1985–1990 гг. С конца 1980-х годов стали появляться публикации о развитии нитчатой водоросли *Cladophora glomerata*, которая является наиболее массовым видом макроводорослей в прибрежной части Финского залива (Голубков и др., 1987; Bäck et al., 2001; Голубков и др., 2003; Никулина, Губелит, 2004; Голубков и др., 2005; Gubelit, 2007).

В последние годы вышли Красные книги СПб. и Ленинградской области, а также серия публикаций, посвященных исследованиям особо охраняемых природных территорий, в которых содержатся сведения о высшей водной растительности, водорослях и водных мхах некоторых участков побережья Невской губы (Красная книга Ленинградской области, 2000; Красная книга природы Санкт-Петербурга, 2004; Комаровский берег — комплексный памятник природы, 2004; Стрельнинский берег — комплексный памятник природы, 2005). Данные о находках харовых водорослей в Невской губе приводятся в Charophytes of the Baltic Sea (2003).

Таблица 2.3.1

Список видов водных сосудистых растений и их распределение
в эстуарии р. Невы

№	Вид	Экологическая группа	Невская губа			Горская – Смолячково 2000–2005 гг.
			Данные 2000–2005 гг.		Литература до 2000 г.	
			Южный берег	Северный берег		
	Отдел Lycopodiophyta Класс Isoëtopsida Семейство Isoetaceae					
1	* <i>Isoëtes echinospora</i> Durieu	I			+	
2	* <i>I. lacustris</i> L.	I			+	
	Отдел Equisetophyta Класс Equisetopsida Семейство Equisetaceae					
3	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	II	+		+	
4	<i>E. palustre</i> L.	IV	+	+		+
	Отдел Magnoliophyta Класс Liliopsida Семейство Alismataceae					
5	* <i>Alisma gramineum</i> Lej.	II	+		+	
6	<i>A. plantago-aquatica</i> L.	II	+	+	+	+
7	* <i>A. wahlenbergii</i> (Holmb.) Juz.	I			+	+
8	<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	II	+	+	+	
	Семейство Araceae					
9	** <i>Acorus calamus</i> L.	III	+	+		+
	Семейство Butomaceae					
10	<i>Butomus umbellatus</i> L.	II	+	+	+	
	Семейство Cyperaceae					
11	<i>Bolboschoenus maritimus</i> Palla.	III			+	+
12	<i>Carex acuta</i> L.	III	+	+	+	+
13	<i>C. aquatilis</i> Wahlenb.	III			+	
14	<i>C. caespitosa</i> L.	IV			+	
15	<i>C. disticha</i> Huds.	IV	+			
16	<i>C. rostrata</i> Stokes	III	+	+	+	
17	<i>C. vesicaria</i> L.	III	+	+	+	
18	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. et Schult.	III	+	+	+	+
19	<i>E. lindbergii</i> (Strandh.) Tzvelev	III	+			
20	<i>E. palustris</i> (L.) Roem. et Schult.	III	+	+	+	+
21	* <i>E. parvula</i> (Roem. et Schult.) Bluff Nees et Schauer	III		+	+	

Продолжение таблицы 2.3.1

№	Вид	Экологическая группа	Невская губа			Горская – Смолячково 2000–2005 гг.
			Данные 2000–2005 гг.		Литература до 2000 г.	
			Южный берег	Северный берег		
22	<i>E. uniglumis</i> (Link) Schult.	III			+	
23	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla (<i>Scirpus lacustris</i>)	II	+	+	+	+
24	<i>Scirpus radicans</i> Schkuhr	IV	+		+	
25	<i>S. sylvaticus</i> L.	IV	+	+	+	
	Семейство Hydrocharitaceae					
26	** <i>Elodea canadensis</i> Michaux	I	+	+	+	+
27	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	I	+	+	+	
28	<i>Stratiotes aloides</i> L.	I	+	+	+	
	Семейство Iridaceae					
29	<i>Iris pseudacorus</i> L.	III	+	+	+	
	Семейство Juncaceae					
30	<i>Juncus articulatus</i> L.	IV	+	+		+
31	<i>J. bulbosus</i> L.	I		+		
32	<i>J. bufonius</i> L.	IV				+
33	<i>J. compressus</i> Jacq.	IV				+
	Семейство Lemnaceae					
34	<i>Lemna minor</i> L.	I	+	+	+	
35	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid.	I	+	+	+	
36	<i>Staurogeton trisulcus</i> (L.) Schur (<i>Lemna trisulca</i>)	I	+	+	+	
	Семейство Najadaceae					
37	* <i>Caulinia tenuissima</i> (A. Br. ex Magnus) Tzvelev	I			+	
	Семейство Poaceae					
38	<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	II	+	+	+	
39	<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rausch.	IV	+	+		+
40	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	II	+	+	+	+
41	<i>Scolochloa festucacea</i> (Willd.) Link	II	+	+		
	Семейство Potamogetonaceae					
42	<i>Potamogeton alpinus</i> Balb.	I			+	
43	<i>P. berchtoldii</i> Fieb.	I	+	+		
44	<i>P. compressus</i> L. (<i>Potamogeton zosterifolia</i> Schum.)	I	+	+	+	
45	<i>P. crispus</i> L.	I			+	
46	<i>P. friesii</i> Rupr.	I			+	

Продолжение таблицы 2.3.1

№	Вид	Экологическая группа	Невская губа			Горская – Смолячково 2000–2005 гг.
			Данные 2000–2005 гг.		Литература до 2000 г.	
			Южный берег	Северный берег		
47	<i>P. gramineus</i> L.	I	+	+	+	+
48	<i>P. lucens</i> L.	I	+			
49	<i>P. natans</i> L.	I	+	+	+	
50	<i>P. perfoliatus</i> L.	I	+	+	+	+
51	<i>P. rutilus</i> Wolfg. (<i>P. panormitanus</i> Biv.-Bern.)	I			+	
52	<i>Stuckenia filiformis</i> (Pers.) Börner (<i>Potamogeton filiformis</i>)	I	+		+	
53	<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Börner. (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	I	+	+	+	+
	Семейство Sparganiaceae					
54	<i>Sparganium emersum</i> Rehm.	II	+	+	+	+
55	<i>S. erectum</i> L.	II			+	
	Семейство Typhaceae					
56	<i>Typha angustifolia</i> L.	II	+	+	+	+
57	<i>T. latifolia</i> L.	II	+	+	+	
	Семейство Zannichelliaceae					
58	<i>Zannichellia palustris</i> L. (<i>Z. polycarpa</i> auct.)	I			+	+
	Класс Magnoliopsida Семейство Apiaceae					
59	<i>Cicuta virosa</i> L.	III			+	
60	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	III	+	+	+	
61	<i>Sium latifolium</i> L.	III	+	+	+	
	Семейство Boraginaceae					
62	<i>Myosotis palustris</i> (L.) L. (<i>M. scorpioides</i>)	IV	+	+	+	+
	Семейство Brassicaceae					
63	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Bess.	IV	+			
	Семейство Callitrichaceae					
64	<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendtn.	I			+	
65	<i>C. hermaphroditica</i> L.	I	+	+	+	
66	<i>C. palustris</i> L.	I	+	+	+	+
	Семейство Ceratophyllaceae					
67	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	I	+	+	+	+
	Семейство Crassulaceae					
68	* <i>Tillaea aquatica</i> L.	I	+	+	+	+

Продолжение таблицы 2.3.1

№	Вид	Экологическая группа	Невская губа			Горская – Смолячково 2000–2005 гг.
			Данные 2000–2005 гг.		Литература до 2000 г.	
			Южный берег	Северный берег		
	Семейство <i>Cucurbitaceae</i>					
69	** <i>Echinocystis lobata</i> (Michaux) Torr. et A. Gray	IV	+			
	Семейство <i>Elatinaceae</i>					
70	<i>Elatine hydropiper</i> L. (<i>E. gyrosperma</i> [(Düben ex Lange) Meinsh.]])	I		+		
	Семейство <i>Haloragaceae</i>					
71	<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	I	+	+	+	
	Семейство <i>Hippuridaceae</i>					
72	<i>Hippuris vulgaris</i> L.	III		+	+	
	Семейство <i>Lamiaceae</i>					
73	<i>Stachys palustris</i> L.	IV	+	+	+	
	Семейство <i>Lentibulariaceae</i>					
74	<i>Utricularia intermedia</i> Hayne	I		+		
75	<i>U. vulgaris</i> L.	I	+	+	+	
	Семейство <i>Lythraceae</i>					
76	<i>Lythrum intermedium</i> Ledeb. ex Colla	III	+			
77	<i>Lythrum salicaria</i> L.	III	+	+	+	
	Семейство <i>Menyanthaceae</i>					
78	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	III	+	+	+	
	Семейство <i>Nymphaeaceae</i>					
79	<i>Nymphaea alba</i> L.	I		+		
80	<i>N. candida</i> C. Presl	I	+	+	+	
81	<i>N. lutea</i> (L.) Smith	I	+	+	+	
82	<i>N. pumila</i> (Timm) DC	I		+		
	Семейство <i>Onagraceae</i>					
83	<i>Epilobium palustre</i> L.	IV	+	+	+	
	Семейство <i>Polygonaceae</i>					
84	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) S.F. Gray (<i>Polygonum amphibium</i>)	I	+	+	+	
85	* <i>P. foliosa</i> (Lindb. f.) Kitag. (<i>Polygonum foliosum</i>)	IV		+	+	
86	<i>P. maculosa</i> S.F. Gray	IV	+			
87	<i>P. minor</i> (Huds.) Opiz (<i>Polygonum minus</i>)	IV	+	+	+	
88	* <i>P. mitis</i> (Schrank) Opiz ex Assen.	IV	+	+	+	
89	<i>P. lapathifolia</i> (L.) S.F. Gray (<i>Polygonum nodosum</i> Pers.)	IV	+	+		

Продолжение таблицы 2.3.1

№	Вид	Экологическая группа	Невская губа			Горская – Смолячково 2000–2005 гг.
			Данные 2000–2005 гг.		Литература до 2000 г.	
			Южный берег	Северный берег		
90	<i>Rumex aquaticus</i> L.	III	+	+	+	
	Семейство <i>Primulaceae</i>					
91	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	IV	+	+	+	
92	<i>Naumburgia thyrsoflora</i> (L.) Reichenb.	III	+	+	+	
	Семейство <i>Ranunculaceae</i>					
93	<i>Batrachium circinatum</i> (Sibth.) Spach	I			+	
94	<i>B. eradicatum</i> (Laest.) Fries	I	+	+		
95	<i>B. marinum</i> Fries.	I				+
96	<i>B. nevense</i> Tzvelev (<i>B. langei</i> auct.)	I			+	
97	<i>Caltha palustris</i> L.	III	+	+	+	
98	<i>Ranunculus reptans</i> L.	IV	+	+	+	+
99	<i>R. sceleratus</i> L.	IV	+	+	+	+
	Семейство <i>Rosaceae</i>					
100	<i>Comarum palustre</i> L.	III	+	+	+	
101	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	IV	+	+	+	
	Семейство <i>Rubiaceae</i>					
102	<i>Galium palustre</i> L.	IV	+	+	+	
103	<i>G. uliginosum</i> L.	IV		+	+	
	Семейство <i>Ruppiaceae</i>					
104	* <i>Ruppia brachypus</i> J. Gay	I			+	
	Семейство <i>Scrophulariaceae</i>					
105	<i>Limosella aquatica</i> L.	IV			+	+
106	<i>Veronica beccabunga</i> L.	III			+	
Всего			73	67	84	33

Примечание. I — гидрофиты, II — гелофиты, III — гигрогелофиты, IV — гигрофиты. В скобках приведены названия видов, которые встречаются в литературе, но в настоящее время являются синонимами. * — вид занесен в Красные книги СПб. или Ленинградской области; ** — адвентивные виды.

В задачи исследования не входил детальный флористический анализ, однако даже самые общие характеристики флоры все же отражают ее особенности. Таксономический и экологический анализ проводился только для сосудистых растений, так как флора мхов и макроводорослей эстуария Невы для проведения такого анализа изучена недостаточно полно.

Аборигенная фракция флоры водных сосудистых растений в Невской губе и Курортном районе представлена 103 видами, относящимися к 59 родам, 37 семей-

ствам, 4 классам и 3 отделам. Основу составляют цветковые растения (96%), двудольные и однодольные растения представлены 47 и 54 видами соответственно. По количеству родов (32) и семейств (22) преобладают двудольные растения, однодольные представлены 25 родами и 13 семействами. Среди семейств цветковых растений наиболее многочисленны *Cyperaceae* — 15, *Potamogetonaceae* — 12, *Polygonaceae* — 8 и *Ranunculaceae* — 7 видов; среди прочих — 4 семейства представлены 4 видами, 3 семейства — 3 видами, остальные содержат по 1 виду. Высшие споровые представлены только 4 видами (4%), относящимися к 2 родам, 2 семействам, 2 классам и 2 отделам (табл. 2.3.1). Такое соотношение таксонов вполне характерно для водных флор бореальной зоны.

Адвентивная фракция водной флоры представлена 3 видами. В водных биоценозах встречены 2 натурализовавшихся вида — *Elodea canadensis* и *Acorus calamus*, в прибрежных сообществах тростника встречается *Echinocystis lobata*. Не включены в список еще 5 видов вселенцев: *Aster salignus*, *Epilobium adenocaulon*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora* и *Calystegia spectabilis*, поскольку эти «сбежавшие» из культуры и успешно натурализовавшиеся в прибрежных сообществах гигрофильного разнотравья растения не относятся к водной флоре.

Мхи представлены 10 видами, относящимися к 8 родам и 5 семействам; наиболее разнообразны листостебельные мхи (6 видов). Макроводорослей найдено 22 вида из 16 родов, 12 семейств, 6 классов и 3 отделов. Наиболее многочисленны Chlorophyta (15 видов) и Charophyta (6); Phaeophyta представлены только 1 видом (табл. 2.3.2).

Большую часть флористического списка составляют широко распространенные виды; 10 видов высших сосудистых растений, 3 вида макроводорослей и 2 вида водных мхов имеют статус охраняемых растений на территории СПб. и Ленинградской области (Красная..., 2000; Красная..., 2004).

Анализ наших и литературных данных показал, что 23 вида отмечались в Невской губе практически всеми исследователями и встречаются на протяжении длительного времени (более 80 лет). К 80-м годам прошлого столетия из состава флоры Невской губы исчезло более 20 видов макрофитов, в основном это были погруженные растения. К 2005 г. произошло увеличение числа видов как в водных, так и в прибрежных биоценозах (рис. 2.3.1). В Невской губе найдено 5 видов харовых водорослей, из которых впервые встречены 2 вида: *Chara braunii* и *Ch. fragilis* (2000–2001). *Nitella gracilis*, *N. syncarpa* и *N. mucronata*, ранее встречавшиеся в Невской губе (находки 1869, 1911 и 1934 гг. соответственно), впоследствии исчезли и появились вновь лишь в последнее десятилетие. *N. syncarpa* встречается довольно часто и на северном, и на южном берегах, *Ch. braunii*, *Ch. fragilis* и *N. gracilis* — эпизодически (не каждый год), а *N. mucronata* была найдена в выбросах на берегу напротив «Коттеджа» (Петродворец) только в сентябре 2001 г. В более западных заливах эстуария р. Невы довольно часто встречаются еще два вида харовых водорослей — *Ch. aspera* и *Tolypella nidifica*.

Выделяемые экологические типы растений соответствуют классификации Папченкова (2001). В связи с тем, что исследователи придерживаются разных взглядов

Таблица 2.3.2

Список макроводорослей и водных мхов Невской губы

№	Вид
	Отдел Chlorophyta Класс Ulvophyceae Порядок Cladophorales Семейство <i>Cladophoraceae</i>
1	<i>Cladophora aegagropila</i> (L.) Rabenh.
2	<i>C. glomerata</i> (L.) Kütz.
3	<i>Rhizoclonium riparium</i> (Roth.) Harvey
	Порядок Ulvales Семейство <i>Ulvaceae</i>
4	<i>Ulva intestinalis</i> L.
	Порядок Ulothrichales Семейство <i>Ulothrichaceae</i>
5	<i>Ulothrix subflaccida</i> Wille
6	<i>U. zonata</i> (Näg.) Rabenh.
	Класс Chlorophyceae Порядок Chaetophorales Семейство <i>Chaetophoraceae</i>
7	<i>Pringsheimiella scutata</i> (Reinke) Marchewianka
8	<i>Syncoryne reinkei</i> R. Nielsen et P.M. Pedersen
	Порядок Chlorococcales Семейство <i>Hydrodictyceae</i>
9	<i>Hydrodictyon</i> sp.
	Порядок Microsporales Семейство <i>Microsporaceae</i>
10	<i>Microspora</i> sp.
	Порядок Oedogoniales Семейство <i>Oedogoniaceae</i>
11	<i>Oedogonium</i> sp.
	Класс Zygnematophyceae Порядок Zygnematales Семейство <i>Zygnemataceae</i>
12	<i>Mougeotia</i> sp.
13	<i>Spirogyra</i> sp.
14	<i>Zygnema</i> sp.
	Класс Tribophyceae (Xanthophyceae) Порядок Vaucheriales Семейство <i>Vaucheriaceae</i>
15	<i>Vaucheria</i> sp.

Окончание таблицы 2.3.2

№	Вид
	Отдел Charophyta Класс Charophyceae семейство <i>Characeae</i>
16	<i>Chara braunii</i> Gmelin
17	<i>C. fragilis</i> Desv.
	Семейство <i>Nitellaceae</i>
18	<i>Nitella gracilis</i> (Js. Sm.) C. Agardh
19	<i>N. mucronata</i> (A. Braun) Miquel
20	<i>N. syncarpa</i> (Thuill.) Chev.
21	<i>Nitellopsis obtusa</i> (Desvaux) J. Groves
	Отдел Phaeophyta (Ochromphyta) Класс Phaeophyceae Порядок Ralfsiales Семейство <i>Ralfsiaceae</i>
22	<i>Pseudolithoderma subextensum</i> (Waern) S. Lund
	Отдел Bryophyta Класс Bryopsida Семейство <i>Amblystegiaceae</i>
1	<i>Amblystegium serpens</i> (Hedw.) B.S.G.
2	<i>Calliergon cordifolium</i> (Hedw.) Kindb.
3	<i>C. megalophyllum</i> Mikut.
4	<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.
5	<i>D. sendmeri</i> (Schimp. ex H. Müll.) Warnst.
6	<i>Leptodyctium riparium</i> (Hedw.) Warnst.
	Семейство <i>Fissidentaceae</i>
7	<i>Fissidens fontanus</i> (B. Pul.) Steud.
	Семейство <i>Fontinaliaceae</i>
8	<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.
	Семейство <i>Funariaceae</i>
9	<i>Physcomitrium pyriforme</i> (Hedw.) Hampe
	Семейство <i>Ricciaceae</i>
10	<i>Riccia fluitans</i> L.

на экологическую классификацию водных растений, списки видов из литературы были приведены в соответствие с этой классификацией. В список вошли представители 4 экотипов: гидрофиты или настоящие водные растения — 26, гелофиты — 12, гигрогелофиты — 19 и гигрофиты (заходящие в воду береговые или околородные растения) — 24 вида. Самыми стабильными группами являются гелофиты и гигрогелофиты, их видовое разнообразие практически не менялось в течение 80 лет. Наиболее существенные и значимые изменения происходили в составе гидрофитов: обеднение видового состава, произошедшее к 1980-м годам прошлого века, в пос-

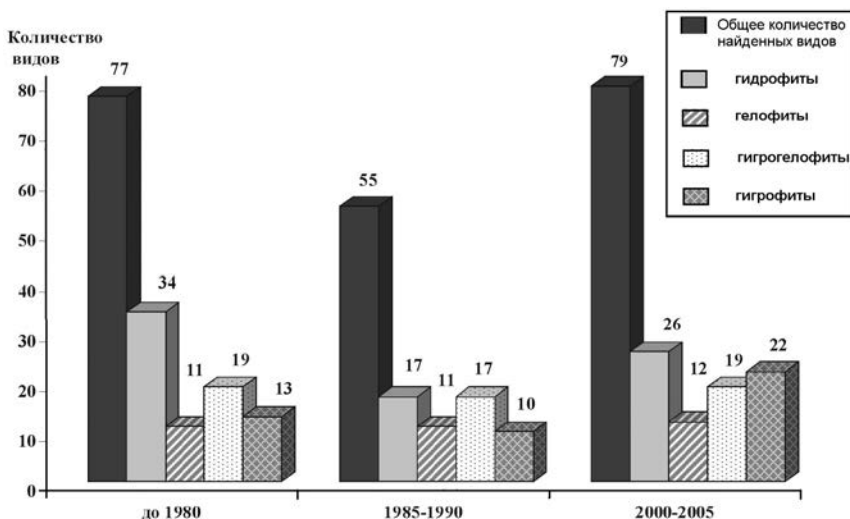


Рис. 2.3.1. Динамика видового состава экологических групп видов высшей водной растительности в Невской губе и Курортном районе г. Санкт-Петербурга.

ледние десятилетия сменилось его обогащением (рис. 2.3.1). Увеличение количества видов гидрофильного разнотравья, встречающихся в водных сообществах, связано с появлением болотных и сорных видов, которые отличаются высокой экологической пластичностью и переносят временное затопление.

Соотношение экологических групп водной растительности в Невской губе и количество встреченных видов гидрофитов, гелофитов и гигрогелофитов (рис. 2.3.2) очень сходно на северном и южном берегах Невской губы. Незначительные отличия можно объяснить как большей изученностью южного берега, так и более высокой степенью воздействия человека (наличие садоводств, пансионатов, парков), что увеличивает долю сорной растительности. Соответственно, флоры южного и северного берегов имеют довольно высокий коэффициент сходства по Серенсену (0.87). Флора на участке Горская – Смолячково беднее и имеет меньшее сходство с флорой берегов Невской губы (0.45), причем от южного берега (0.47) она отличается сильнее, чем от северного (0.52). Открытые берега и частые шторма создают неблагоприятные условия для водной растительности, поэтому там видовое разнообразие ниже, а доля гелофитов и гигрогелофитов значительно меньше, чем в Невской губе.

В настоящее время в эстуарии р. Невы представлены три типа зарастания прибрежной зоны, которые различаются по характеру и степени развития прибрежно-водной и водной растительности.

К первому типу относятся берега, интенсивно или умеренно зарастающие водно-болотными сообществами. Заросли располагаются в основном крупными массивами: на северном берегу — от Ольгино до Лисьего Носа (1), на южном бе-

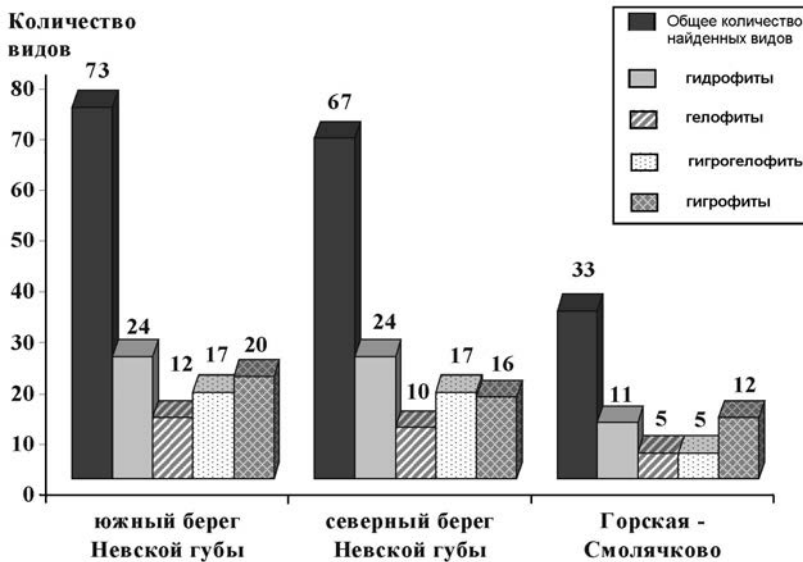


Рис. 2.3.2. Распределение экологических групп видов высшей водной растительности в различных районах эстуария р. Невы.

регу — от Электронмашзавода (ЛЭМЗ) до Стрельны (2), от Стрельны до Петродворца (3), от Собственной дачи до Ломоносова (4) и от Ломоносова до Бронки (5), а также на северо-восточном берегу о. Котлин (6) (рис. 2.3.3, табл. 2.3.3). В районе особо охраняемой природной территории «Стрельнинский берег» и на участке от Ломоносова до Бронки за береговым валом располагаются обширные зоны зарастаний бывших мелководных заливов, ныне почти полностью покрытые однородными зарослями тростника, которые постепенно перерождаются в низинные торфяники (эти заросли при подсчете площадей не учитывались).

Общая площадь зарослевых массивов в Невской губе в настоящее время составляет около 1214 га (табл. 2.3.3). Они занимают около 3% от площади губы, их суммарная протяженность по береговой линии — 23,6 км. Ширина в среднем составляет 160–550 м, а в некоторых местах превышает 800 м. Зарастание берегов после сооружения дамб Комплекса защиты от наводнений усилилось, и изменения характеристик двух самых крупных массивов зарослей, произошедшие с 90-х годов прошлого столетия, связаны с расширением площадей (рис. 2.3.4, 2.3.5) и увеличением высоты и плотности зарослей тростника и камыша (табл. 2.3.4). Сравнивая профили, сделанные в 1982, 1985 и в 2001 гг. на северном берегу в районе ж/д платформы Морская (рис. 2.3.6) и на южном берегу в районе Знаменки (рис. 2.3.7), можно отметить не только увеличение ширины зарослей с 550 до 800 м, но и изменение их структуры, которое связано с распространением рогаза, погруженной растительности и водного разнотравья.

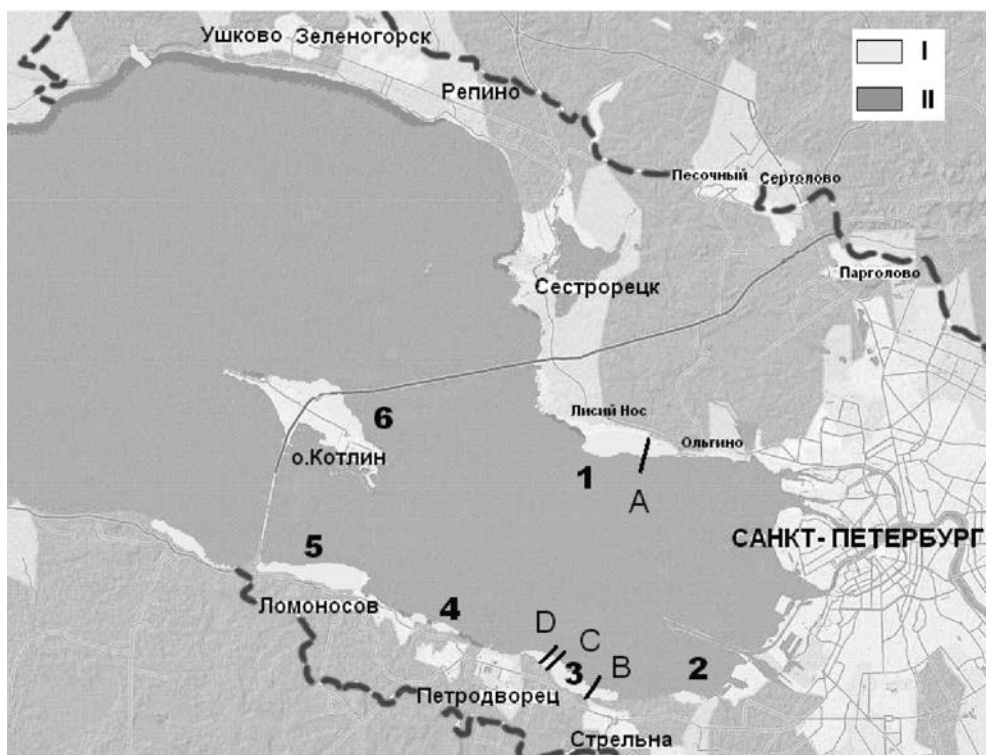


Рис. 2.3.3. Схема зарастаний и районирование прибрежной зоны эстуария р. Невы.

Участки зарастаний плотными и разреженными водно-болотными зарослями в Невской губе: 1 — между Ольгино и Лисьего Носа (плавни Лисьего Носа); 2 — от Электронмашзавода (ЛЭМЗ) до Стрельны, в районе ООПТ «Стрельнинский берег»; 3 — от Стрельны до Петродворца; 4 — от Собственной дачи до Ломоносова; 5 — между ломоносовским портом и Бронкой; 6 — на северо-восточном побережье острова Котлин. Разрезы: А — в районе ж/д платформы Морская; В — в районе Стрельны; С — в районе Знаменки 1; D — в районе Знаменки 2.

Общая продукция органического вещества в этих двух массивах в 2001 г. составила 4.7 тыс. т (табл. 2.3.5). Основным продуцентом органического вещества являются заросли гелофитов, состоящие из растительности класса формаций *Aquiherbosa amphibia* (воздушно-водная растительность) — их доля в общей годовой фитопродукции в 2001 г. составила 99.4%. Главная роль в продукции принадлежит зарослям тростника обыкновенного. Его формации занимают 35.7% от площади исследованных зарослей и за год производят 3.2 тыс. т (68.5%) органического вещества (табл. 2.3.5). Сухая масса тростника в прибрежно-болотных зарослях (формация *Phragmiteta australis swamp-aquatilis*) составляет 1.99 ± 1.26 кг/м², в водных зарослях (формация *Phragmiteta australis aquatilis*) — 2.67 ± 1.10 кг/м² (табл. 2.3.4). Формации камыша озерного занимают 43.9% от площади зарослей,

Таблица 2.3.3

Распределение площадей водно-болотных зарослей мелководий
в различных районах Невской губы в 2001–2005 гг.

№ райо-на	Местонахождение	Координаты	Дли-на, км	Средняя и максимальная ширина, м	Пло-щадь, га	Доля от общей площа-ди, %
1	Плавни Лисьего Носа (между Ольгино и Лисьим Носом)	30°06'03" E, 59°59'24" N; 30°00'18" E, 60°00'07" N	5.3	400 /700	348	29
2	От Электронмашзавода (ЛЭМЗ) до Стрельны, ООПТ «Стрельнинский берег»		2.6	400	50	4
3	От Стрельны до Петродворца	30°02'30" E, 59°51'40" N; 29°56'39" E, 59°53'08" N	6.6	500 /625	280	23
4	От Собственной дачи до Ломоносова		2.4	160 /400	56	5
5	Между ломоносовским портом и Бронкой		5.3	550 /750	330	28
6	На северо-восточном побережье острова Котлин		1.4	650/1300	150	11
Всего			23.6		1214	100

но менее продуктивны: за год они производят 1.5 тыс. т органического вещества (30.9%), сухая масса в зарослях составляет 0.94 ± 0.32 кг/м² (табл. 2.3.4, 2.3.5). Заросли гидрофитов, представленные многочисленными сообществами из класса формаций *Aquiherbosa immersa* (погруженных растений) и *Aquiherbosa natantia* (растительности с плавающими листьями), занимая 20.4% площади зарослей, производят в год всего 0.6% органического вещества.

Поскольку площадь исследованных зарослей составляет 52% от суммарной площади всех зарослей в Невской губе (табл. 2.3.3), то общую годовую фитопродукцию можно оценить приблизительно в 10 тыс. т сухой фитомассы или в 9 тыс. т органического вещества.

Ко второму типу относятся берега, зарастающие погруженной водной растительностью и фитобентосом. Именно этот тип характерен для открытой части эстуария на участке Горская – Смолячково, а в Невской губе встречается значительно реже. Характеризуется слабо развитой растительностью класса формаций воздушно-водной растительности (*Aquiherbosa amphibia*). Прибрежья открытых берегов зарастают только куртинами «пляжного комплекса» (*Eleocharis palustris*, *E. acicularis*, *Ranunculus reptans*, *Juncus articulatus*, *J. bufonius*, *J. compressus* и др.). Тростник образует небольшие пятна зарослей выше уровня воды, а водные заросли встречаются лишь в устьях рек (Сестра, Черная Речка и др.). На мелководьях

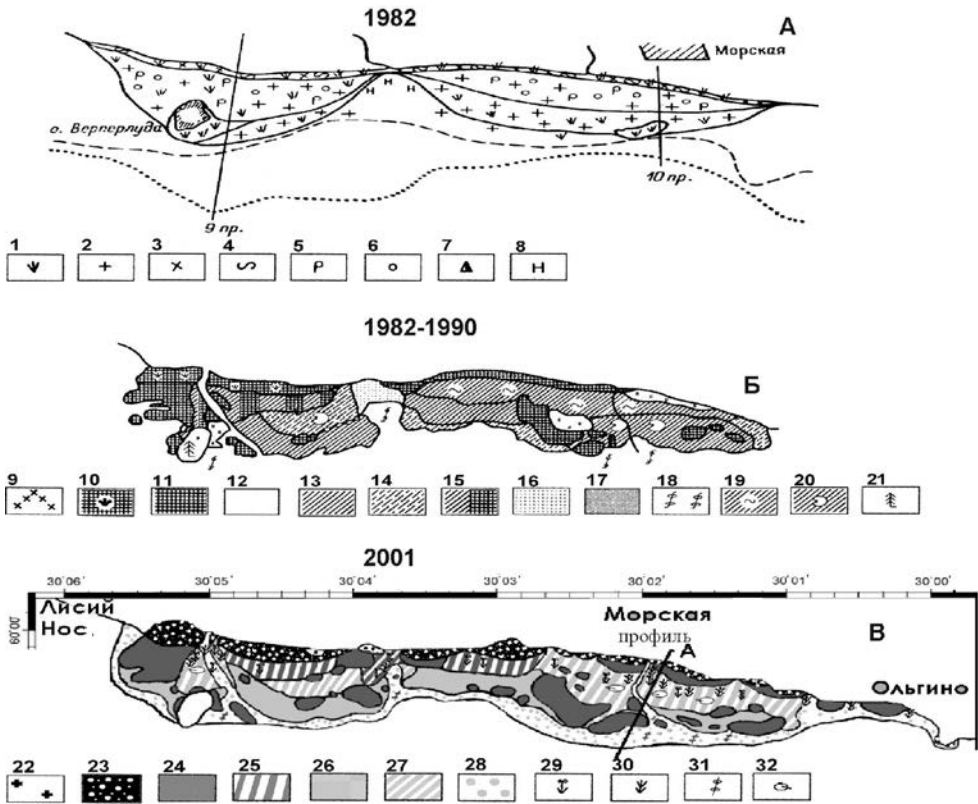


Рис. 2.3.4. Динамика зарастания прибрежно-водной растительностью северного берега Невской губы на участке 1 (Ольгино – Лисий Нос). А — по А.П. Белавской (1987), Б — по И.Л. Кореляковой (1997), В — данные автора (2001).

среди сообществ сосудистых растений доминируют формации *Potamogetoneta perfoliati*: асс. *Potametum perfoliati*, асс. *Potametum rectinati-perfoliati*, асс. *Potametum gramineti-perfoliati*, образуя пятна зарослей до глубины 1.4 м. Рдесты повсеместно в той или иной степени обрастают кладофорой, которая на литорали развивается также и на всех других доступных субстратах. В эстуарии р.Невы доминирует *Cladophora glomerata*. Ее развитие начинается в середине мая и заканчивается в октябре, максимальная сухая биомасса составляет 300 ± 100 г/м² (см. Губелит, раздел 2.2. Фитоперифитон). Обильность обрастаний и выбросов сильно зависит от погодных условий. В летнее время развитие кладофоры становится столь бурным, что она полностью вытесняет все другие гидрофиты. После штормов в районах с высокой антропогенной нагрузкой (Зеленогорск, Комарово) огромные скопления сорванной с субстрата кладофоры образуют на пляжах широкие гряды.

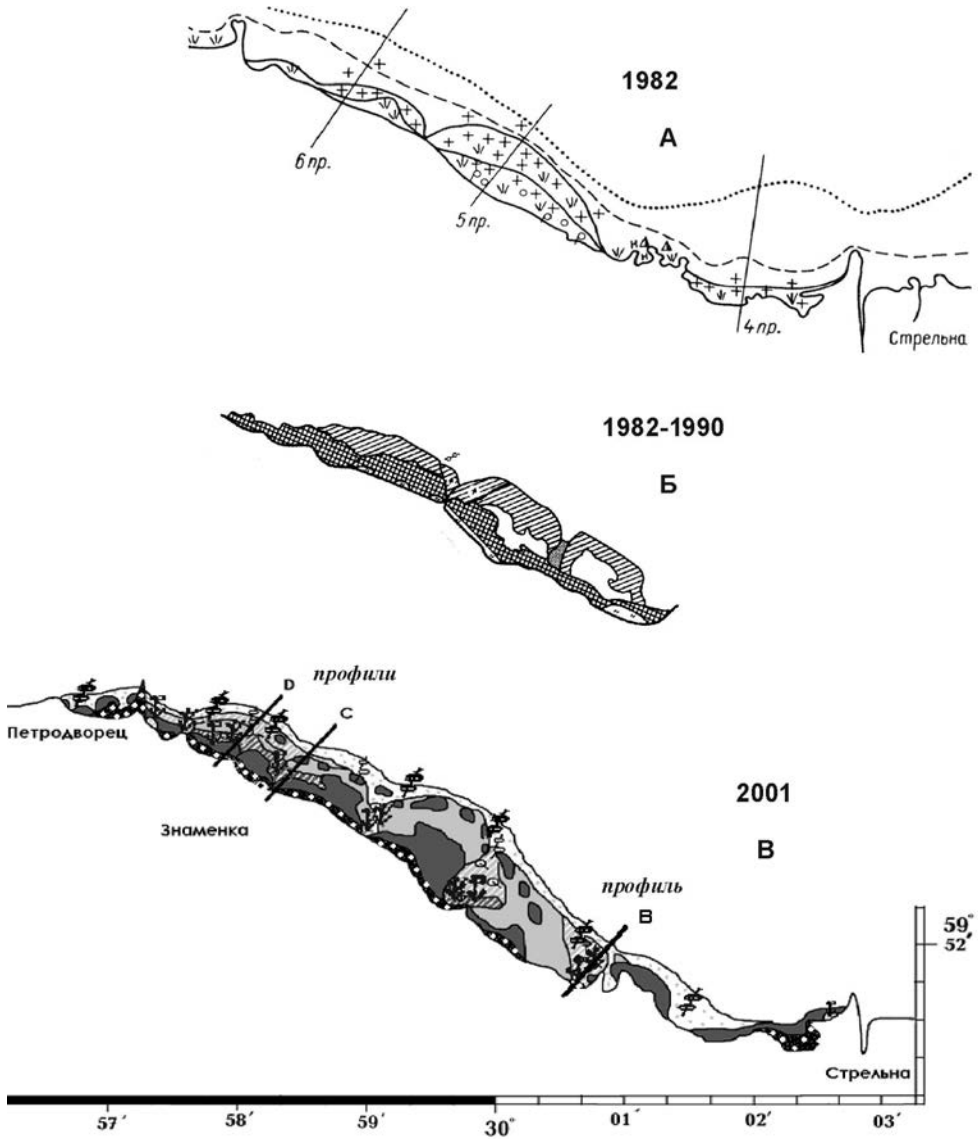


Рис. 2.3.5. Динамика зарастания прибрежно-водной растительностью южного берега Невской губы на участке 3 (Стрельна – Петергоф).

А — по А.П. Белавской (1987), Б — по И.Л. Кореляковой (1997), В — данные автора (2001). Условные обозначения см. рис. 2.3.4.

Таблица 2.3.4
Изменение структурных показателей сообществ тростника обыкновенного и камыша озерного в Невской губе

Показатель	<i>Phragmites australis</i>											
	Водные сообщества					Прибрежно-болотные сообщества						
	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001
Год	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001	1982	1985-90	2001
Средняя глубина, м	0.70-1.10	0.84±0.10	0.40-0.95	0-0.30	0.10±0.0	0-0.30	0.10-1.00	0.20-0.97	0.10-1.25	0.10-1.00	0.20-0.97	0.10-1.25
Длина побега, см	280-300 (max 400)	305±23	314±18 (160-402)	150-170	151	252±57 (165-342)	160-180 (max 250)	195.2±11.5 (126-238)	175±16.1 (104-240)	160-180 (max 250)	195.2±11.5 (126-238)	175±16.1 (104-240)
Сухая масса побега, г		28.05±5.57	30.15±5.27 (5.10-64.00)		8.25±2.75	19.04±11.99 (4.62-40.00)		3.90±0.30 (1.00-8.00)	4.12±0.63 (0.02-15.00)		3.90±0.30 (1.00-8.00)	4.12±0.63 (0.02-15.00)
Количество листьев на побеге, шт.		15±1	13 (7-16)		12±1	10 (8-12)						
Количество побегов на м ²	130-140	86±11	89±22 (52-184)		92	103±23 (64-144)	240-250	175±23 (77-315)	204±71	240-250	175±23 (77-315)	204±71
Воздушно-сухая биомасса, г/м ²	2110	1860±222	2673±1098 (816-7759)	700-800	694	1987±1257 (645-4416)	930	663±102 (337-1421)	941±317	930	663±102 (337-1421)	941±317

Примечание. 1982 г. — по А.П. Белавской (1987), 1985-90 гг. — по И.Л. Кореляковой (1997) для генеративных побегов, 2001 — данные автора. В скобках приводятся min и max значения.

Таблица 2.3.5
Фитомасса и продукция зарослей на участках 1 (Ольгино – Лисий Нос) и 3 (Стрельна – Петродворец) в 2001 г.

Тип зарастаний	Абсолютно сухая надземная фитомасса, кг/м ²	Площадь сооб- щества, га	Доля от общей площади зарослей, %	Продуктивность по- кры- тия, %	Общая годовая фитопро- дукция зарослей *		Продукция в зарослях на единицу площади**				
					Абсолютно- сухая масса, т	Органиче- ского веще- ства, т	Абсолютно- сухая масса, кг/м ²	Органиче- ского веще- ства, кг/м ²	Угле- рода, кг/м ²	Энер- гии, ккал/м ²	
Прибрежно-болотные заросли тростника (формация <i>Phragmiteta australis swampr-aquatilis</i>)	1.987	52	8	65	804	740	15.6	2.384	2.194	1.018	10179
Разреженные водные заросли тростника (формация <i>Phragmiteta australis aquatilis</i>)	2.793	36	6	30	366	337	7.1	3.352	3.084	1.431	14309
Плотные водные заросли тростника (формация <i>Phragmiteta australis aquatilis</i>)	1.602	136	22	100	2354	2166	45.8	1.922	1.769	0.821	8206
Отдельные куртины камыша озерного (<i>Shoenorplectus lacustris</i>)	0.182	104	17	4	8	7	0.2	0.219	0.201	0.094	935
Разреженные заросли камыша озерного (<i>Shoenorplectus lacustris</i>)	1.014	72	11	50	438	403	8.5	1.217	1.119	0.519	5193
Плотные заросли камыша озерного (<i>Shoenorplectus lacustris</i>)	1.055	100	16	90	1140	1049	22.2	1.266	1.164	0.540	5403
Всего гелофиты		500	80		5111	4702	99.4				
Растения с плавающими листьями и погруженные растения	0.031	74	12	70	19	17	0.4	0.037	0.034	0.016	159
Краевые заросли рдеста стеблеобъем- лющего (<i>Rotamogeton perfoliatus</i>)	0.107	54	8	20	14	12	0.3	0.129	0.118	0.055	549
Всего гидрофиты		128	20		33	29	0.6				
Сумма		628	100		5144	4731	100.0				

Примечание. * — по А.П. Белавской (1979); ** — по И.М. Распопову (1985).

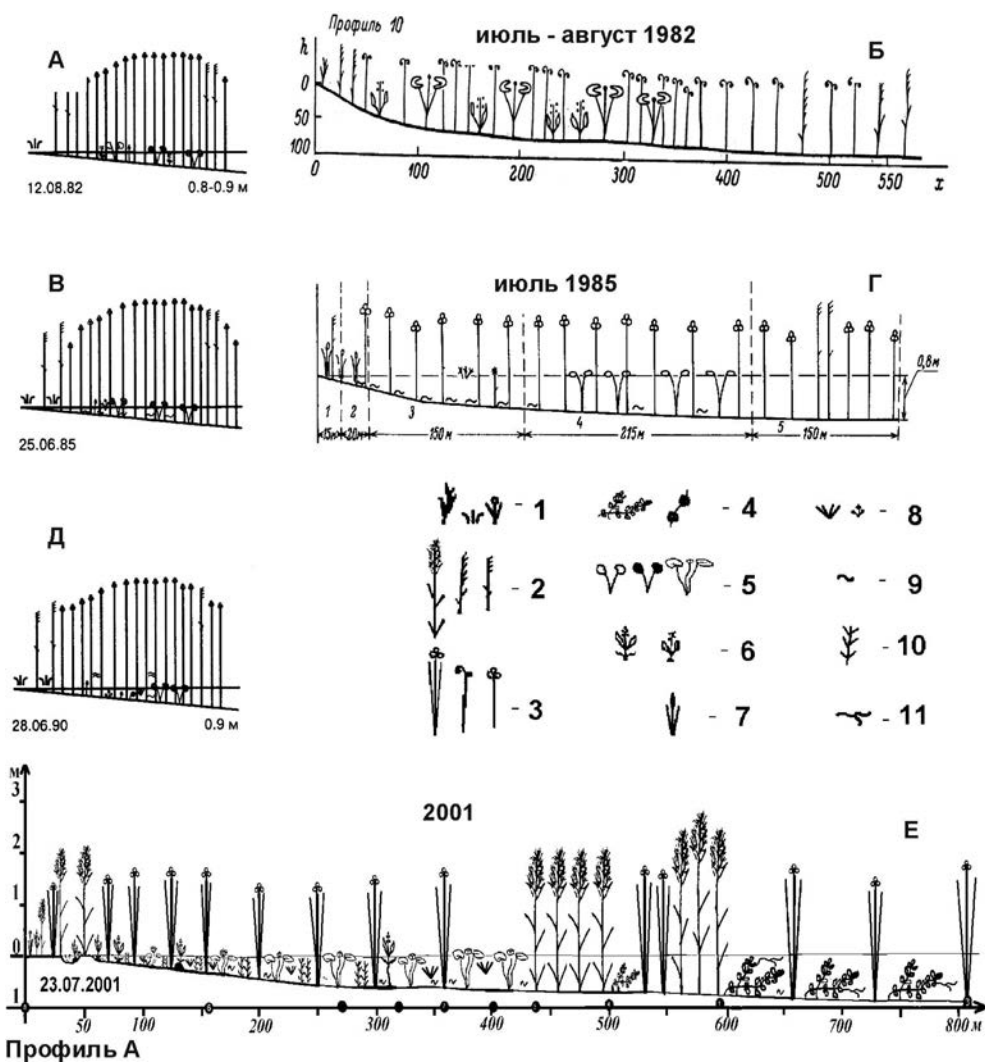


Рис. 2.3.6. Изменение структуры зарослей водной растительности на северном побережье Невской губы на примере ботанических профилей в районе 1 (напротив ж/д платформы Морская).

А, В, Д — профили по И.Л. Кореляковой (1997), Б — по А.П. Белавской (1987), Г — по И.Л. Кореляковой (1987), Е — данные автора (2001). Условные обозначения: 1 — осоки, 2 — тростник, 3 — камыш, 4 — рдест пронзеннолистный, 5 — кувшинка, 6 — кубышка желтая, 7 — водное разнотравье, 8 — рогоз, 9 — телорез, 10 — водные мхи, 11 — рдест гребенчатый, 12 — кладофора.

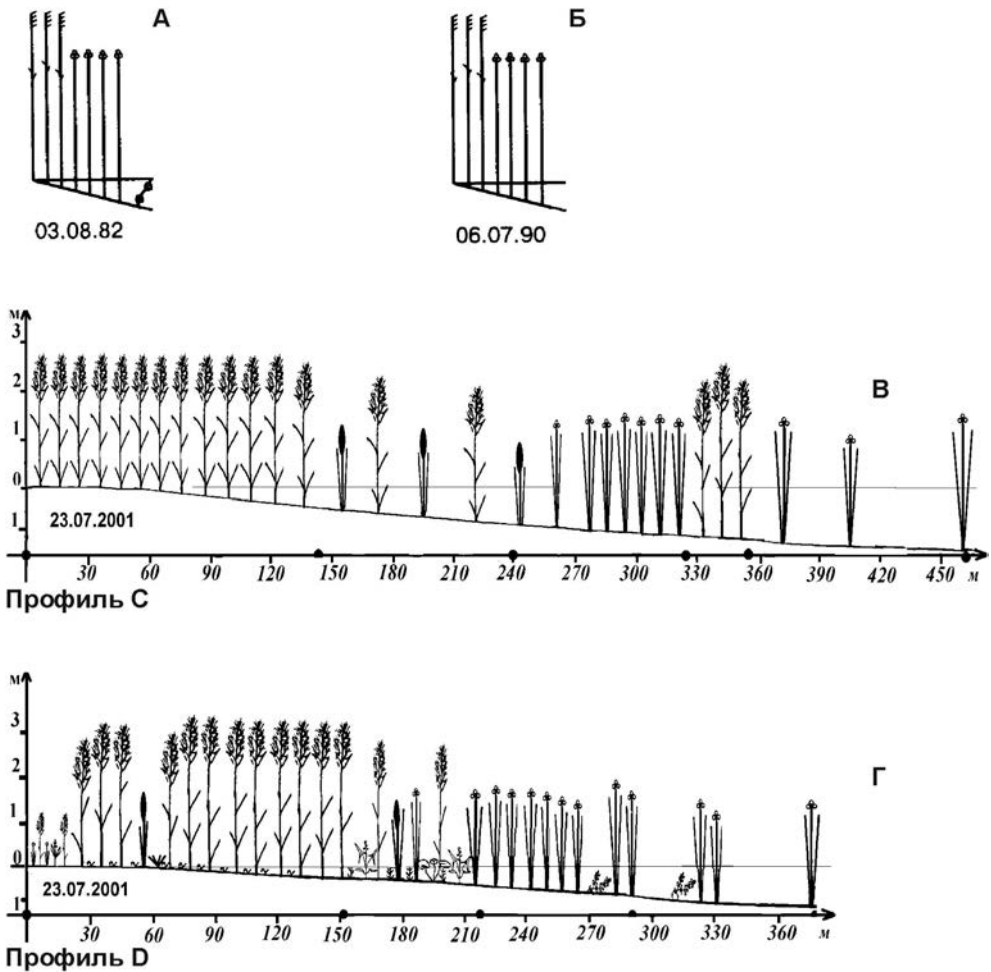


Рис. 2.3.7. Изменение структуры зарослей водной растительности на южном побережье Невской губы на примере ботанических профилей в районе 3 (справа и слева от Нижнего сада усадьбы Знаменка).

А, Б — по И.Л. Кореляковой (1997), В, Г — данные автора (2001). Условные обозначения см. рис. 2.3.6.

К третьему типу относятся незарастающие побережья. Как правило, это биотопы, активно используемые человеком — песчаные пляжи, районы больших пристаней, портов и строек (например, пляж в Дюнах, пляжи и пристань Петергофа, порты Ломоносова и Кронштадта, дамба). В Невской губе наблюдается тенденция к постепенному сокращению площадей песчаных пляжей за счет заиления и зарастания прибрежно-водной растительностью и кладофорой, а также появления на

мелководьях новых куртин тростника, приносимых весной льдинами, и дальнейшего их разрастания. И наоборот, строительство различных сооружений на побережье ведет к полному исчезновению зарослей водно-болотной растительности в близлежащих районах (например, участок между дамбой и Лисьим Носом, а также у северного берега близ устья Большой Невки).

Характер зарастаний мелководий Невской губы приобретает все более выраженный поясной характер. Вдоль всей береговой линии макрофиты образуют периодически прерывающуюся пляжами и причалами полосу растительности из одного или нескольких не всегда четко выраженных поясов, которые довольно часто перемешиваются между собой. Можно говорить о наличии трех поясов: пояса прибрежных влаголюбивых растений, пояса воздушно-водных растений и пояса погруженных растений.

Пояс погруженной растительности, выраженный в начале прошлого века (Розанова, Голубева, 1921), а к 1980-м годам практически исчезнувший из-за различных работ в акватории Невской губы и высокой антропогенной нагрузки (Корелякова, Волков, 1987), к 2005 г. восстановился, и сообщества из формации *Potamogetoneta perfoliati*, как правило, невысокой плотности, появились на всех пригодных для их существования побережьях Невской губы и Курортного района.

Пояс растительности с плавающими на поверхности воды листьями в эстуарии р. Невы не выражен, но на открытых пространствах внутри зарослей камыша и тростника располагаются большие пятна сообществ, образованных кубышкой желтой (*Nuphar lutei*) и кувшинкой белой (*Nymphaea candida*).

Пояс воздушно-водной растительности расширяется, что хорошо видно при сравнении схем и профилей, составленных в 1982–90 гг. и в 2001 г. (рис. 2.3.4–2.3.7). Главным образом, это происходит за счет увеличения площадей зарослей, занимаемых сообществами камыша озерного (*Shoenoplectus lacustris*), небольшие одиночные куртины которого, распространяясь по краям зарослей, становятся пионерами на свободной литорали. Внутри зарослей происходит смена сообществ *Shoenoplectus lacustris* на сообщества *Phragmites australis*. Вместе с тем, внутри разреженных зарослей гелофитов распространяются разнообразные многовидовые сообщества растительности с плавающими листьями и погруженной растительности. В местах впадения сильно загрязненных водотоков (например, в устье ручья в Михайловке) развитие водной растительности подавляется, и образуются заиленные слабо зарастающие пространства. Сукцессионные процессы, неизбежно происходящие в крупных зарослях, постепенно приводят к смене водных и воздушно-водных сообществ болотными или прибрежными сообществами. Вследствие этого увеличивается видовое разнообразие в пограничных сообществах тростника и гигрофильного разнотравья за счет проникновения в них принадлежащих окружающей растительности видов, что и наблюдается в последние десятилетия. Так, широко распространились *Eleocharis acicularis*, *Typha angustifolia* и *T. latifolia*, встречавшиеся ранее редко (Корелякова, 1987). Хозяйственная деятельность человека в прибрежной полосе и постоянно возрастающая рекреационная

нагрузка также ведут к увеличению числа видов заносных растений, в том числе адвентивных. Например, развитие *Elodea canadensis* связано с местами, подверженными высокой антропогенной нагрузке — причалы маломерного флота, тропы, проделанные рыбаками в зарослях, устья ручьев и т.п. Этот вид появился в Невской губе еще в конце XIX в., но во флористических списках 1980-х гг. отсутствует. В настоящее время в Невской губе элодея встречается хоть и нечасто, но по всему побережью, а на участке Горская – Смолячково единично.

Хотя макрофитная растительность более консервативна, чем сообщества фитопланктона, все же она характеризует состояние водоемов и происходящие в них изменения. Постоянно меняющаяся антропогенная нагрузка в эстуарии р. Невы приводит не только к изменению площадей, занимаемых зарослями водных растений, но и к постепенной структурной перестройке сообществ, их продуктивности и изменению комплекса ведущих видов.

Многие высшие водные растения и харовые водоросли, наряду с другими организмами, используются как индикаторы качества воды. Выявление таких видов или их комплексов в Невской губе позволит в дальнейшем более полно оценивать происходящие изменения качества среды.

2.4. БИОРАЗНООБРАЗИЕ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗЕЛЕННЫХ, БУРЫХ И КРАСНЫХ МАКРОВОДОРОСЛЕЙ РОССИЙСКОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Зеленые, бурые и красные водоросли — древняя полифилитическая группа фототрофных организмов. Вегетативное тело водорослей не расчленено на корень стебель и листья, а представлено талломом; впитывание питательных веществ и выведение метаболитов происходит через всю поверхность таллома, а ризоиды водорослей служат только для прикрепления таллома к субстрату. Рассматриваемые группы макроводорослей поселяются и растут на твердых субстратах (скалах, валунах, камнях и гальке и т.д.). Поэтому при классификации донной растительности, сформированные ими фитоценозы относят к классу формаций «сообщества твердых грунтов» (Кукк, 1979а). Бентосные макроводоросли имеют крайне высокие продукционные потенции. Продукция ряда видов водорослей сопоставима с продукцией наиболее продуктивных наземных растительных сообществ (Lüning, 1992).

Заросли макроводорослей служат средой обитания и местом нереста для многих видов рыб и беспозвоночных, обитающих в Балтийском море, (Фурман, Дальстрем, Хамари, 1998). Поэтому макроводоросли являются важнейшим компонентом биоценозов твердых грунтов эвфотической зоны и определяют стабильное функционирование прибрежных экосистем.

В массе развиваются макроводоросли и в одном из самых распресненных районов Балтики — в российском секторе Финского залива, формируя плотносомкнутые сообщества на каменистых и скалистых субстратах. Несмотря на пышное развитие бентосных водорослей, альгофлора российского сектора Финского залива крайне мало изучена, особенно при сравнении с состоянием дел в финских и эстонских водах (см., напр.: Nilsen et al., 1995).

Данный обзор подготовлен на основании личных сборов, выполненных в российском секторе Финского залива за период с 1994 по 2006 г. и литературных данных. Зеленые, бурые и красные водоросли рассматриваются в ранге отделов, как это принято в серии «Определитель пресноводных водорослей СССР». Таксономия и номенклатура этих отделов даны в соответствии со сводкой (Nilsen et al., 1995). Роды в пределах порядков, а также виды в пределах родов расположены в алфавитном порядке.

Материал отбирался с помощью аквалангистского снаряжения. Пробы макроводорослей фиксировались в 4% растворе формалина. Камеральная обработка и определение сборов выполнены в Лаборатории альгологии Ботанического института им. В.Л. Комарова РАН.

В Балтийском море соленость является одним из основных факторов, определяющих состав и распределение макроводорослей. В связи с этим флора макро-

водорослей наиболее распресненного, российского сектора Финского залива представляет собой крайне обеднённый вариант флоры макроводорослей Балтики. Если для Балтийского моря известно 156 видов красных, 128 видов бурых и 110 видов зеленых макроводорослей (Nilsen et al., 1995), то в российском секторе Финского залива, в 1970-е годы было обнаружено, соответственно, 13 видов зеленых, 9 видов бурых и 2 вида красных макроводорослей (Кукк, 1979б). Выполненный позднее анализ всех имевшихся публикаций, посвященных макроводорослям Финского залива (Биоразнообразии Ленинградской...1999), показал, что в российском секторе залива за всю историю исследований было обнаружено 18 видов зеленых, 14 видов бурых и 6 видов красных макроводорослей. К сожалению, в обзоре не были учтены ряд работ Х.А. Кукка (Kukk, 1988; 1995). Исследования последних лет (Ковальчук, 2005; Ковальчук, 2007) позволили пополнить список макроводорослей тремя новыми для Финского залива видами зеленых макроводорослей (*Pringsheimiella scutata* (Reinke) Marchew, *Synkoryne reinkei* R. Nielsen et P.M. Pedersen и *Spirogyra maxima* (Hass.) Witttr.) Таким образом, за весь период исследований в российском секторе Финского залива были отмечены 22 вида зеленых, 15 видов бурых и 7 видов красных макроводорослей (табл. 2.4.1).

Растительный покров, сформированный макроводорослями, имеет, как правило, «пресноводный облик»: в большинстве районов прибрежной зоны доминирует эвригалинная пресноводная нитчатая водоросль *Cladophora glomerata*, формирующая плотно сомкнутые монодоминантные сообщества на глубинах от 0.1–0.2 м, до 3.0–3.5 м. Собственно морские виды макроводорослей начинают встречаться, как правило, только западнее о. Большой Березовый по северному берегу и м. Колгомпя по южному берегу Финского залива. В этой связи уместно процитировать несколько строк из работы Х.Я. Гоби и А.В. Григорьева (1873): «Торже-

Таблица 2.4.1

Видовой состав зеленых, бурых и красных макроводорослей, отмеченных в российском секторе Финского залива

Chlorophyta

Ulothrichales

1. *Pringsheimiella scutata* (Reinke) Marchew.
2. *Synkoryne reinkei* R. Nielsen et P. M. Pedersen
3. *Ulothrix subflaccida* Wille
4. *Ulothrix tenerrima* Kuetz.
5. *Ulothrix zonata* (F. Weber & D. Mohr) Kuetz.
6. *Ulva intestinalis* L.
7. *U. linza* L.
8. *U. clathrata* (Roth) A. Ag.
9. *U. prolifera* O.F. Muell.

Cladophorales

10. *Chaetomorpha mediterranea* (Kuetz.) Kuetz.
11. *Cladophora aegagropila* (L.) Rabenh.

12. *Cladophora basiramosa* Schmidle
13. *Cladophora fracta* (O. Muell.) Kuetz.
14. *Cladophora glomerata* (L.) Kuetz.
15. *Cladophora marina* Roth
16. *Cladophora rupestris* (L.) Kuetz.
17. *Rhizoclonium implexum* (Dillwyn) Kuetz.
18. *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harv.
19. *Urospora penicilliformis* (Roth) Aresch.

Zygnematales

20. *Spirogyra maxima* (Hass.) Wittr.
21. *Spirogyra* sp.
22. *Zygnema* sp.

Phaeophyta

Tilopteridales

23. *Dictyosiphon foeniculaceus* (Huds.) Grev.
24. *Dictyosiphon chordaria* Aresch.
25. *Pilayella littoralis* (L.) Kjellm.
26. *Stictyosiphon tortilis* (Rupr.) Reinke sensu Rosenv.

Ectocarpales

27. *Cladosiphon zosterae* (J. Agardh) Kylin
28. *Ectocarpus confervoides* (Roth) Le Jolis
29. *Ectocarpus siliculosus* (Dillw.) Lyngb.
30. *Elachista fucicola* Aresch.
31. *Eudesme virescens* (Carmich. ex Harv. in Hook) J. Agardh
32. *Myrionema strangulans* Grev.
33. *Pseudolithoderma subextensum* (Waern) S. Lund

Scytosiphonales

34. *Ralfsia verrucosa* (Aresch.) J. Agardh

Sphacelariales

35. *Sphacelaria arctica* Harv.

Laminariales

36. *Chorda filum* L. Stackh.

Fucales

37. *Fucus vesiculosus* L.

Rhodophyta

Porphyridiales

38. *Chroodactylon ornatum* (C. Ag.)

Bangiales

39. *Bangia atropurpurea* (Roth) C. Agardh

Acrochaetiales

40. *Rhodohorton purpureum* (Lightf.) Rosenv

Hildebrandtiales

41. *Hildenbrandtia rubra* (Sommerf.) Menegh.

Palmariales

42. *Coccotylus truncatus* (Pall.) M.J. Wynne & J.M. Haine

Ceramiales

43. *Ceramium siliculosum* (Kuetz.) Maggs et Hommers
44. *Ceramium tenuicorne* (Kuetz.) Waern

ственною для нас была та минута, когда мы впервые вытащили, правда, хотя и небольшой и притом без плодоношения, но все-таки *Fucus vesiculosus*, который убедил нас, что мы действительно имеем дело с морем...».

Соленость воды в Финском заливе уменьшается при продвижении с запада на восток. В этом же направлении весьма существенно изменяются и ряд других важнейших гидрологических и гидрохимических условий. Основываясь на данных о солености воды, годовой амплитуде колебаний температуры воды на поверхности и в придонном горизонте, продолжительности ледового периода, оптических свойствах воды и морфологических особенностях дна И.М. Остов (1971) выделил ряд районов Финского залива. В российском секторе залива расположены следующие районы: Невская губа, Переходный район, Солонатоводный мелководный район, Восточный Глубоководный район. Попытаемся описать картину распределения макроводорослей в акваториях этих районов.

В практически пресноводной акватории ООПТ «Стрельнинский берег» (Невская губа) флора макроводорослей твердых грунтов представлена 7 видами (Ковальчук, 2005). Все обнаруженные виды относятся к зеленым макроводорослям (рис. 2.4.1).

Западнее Невской губы расположен, согласно районированию Остова (Остов, 1971), Переходный район Финского залива. По гидрологическому режиму район является переходным от пресноводного к солонатоводному. Для данного района характерно преобладание у поверхности низких, как правило, не более 2.8‰, зна-



Рис. 2.4.1. Процентное участие зеленых, бурых и красных макроводорослей в формировании видового разнообразия макроводорослей твердых грунтов в акватории Невской губы, относящейся к ООПТ «Стрельнинский берег» (источник: Ковальчук, 2005).

чений солености воды, наличие в зимнее время ледового покрова и низких температур водных масс. В этом районе расположен Заказник «Гладышевский». В акватории Финского залива, входящей в состав Заказника, обнаружено 16 видов зеленых, бурых и красных макроводорослей (Kovalchuk, 2007). Три из обнаруженных в акватории видов занесены в Красную книгу природы Ленинградской области. В формировании флоры макроводорослей исследованной акватории наиболее важную роль играют представители Chlorophyta. Зеленые водоросли представлены 13 видами, принадлежащим к 6 родам, 5 семействам и 3 порядкам. Ведущими по числу видов являются порядки Ulotrichales и Cladophorales (они представлены шестью и пятью видами, соответственно). Бурые водоросли представлены 2 видами, относящимися к 2 родам и 2 семействам, принадлежащим к порядку Ectocarpales. Обнаружен также 1 вид красных макроводорослей, относящихся к порядку Hildenbrandtiales. Процентное участие различных систематических групп, принимающих участие в формировании флоры макроводорослей твердых грунтов, произрастающих в акватории акватории ФЗ, относящейся к ООПТ «Гладышевский» представлено на рис. 2.4.2.

Полученные в результате исследования флористического состава ООПТ «Гладышевский» данные, позволили скорректировать сложившиеся представления об экологии ряда видов макроводорослей и уточнить имеющиеся данные о географическом распределении макроводорослей в Финском заливе: восемь видов макроводорослей (*Pringsheimiella scutata*, *Syncoryne reinkei*, *Ulva intestinalis*, *U. proli-*

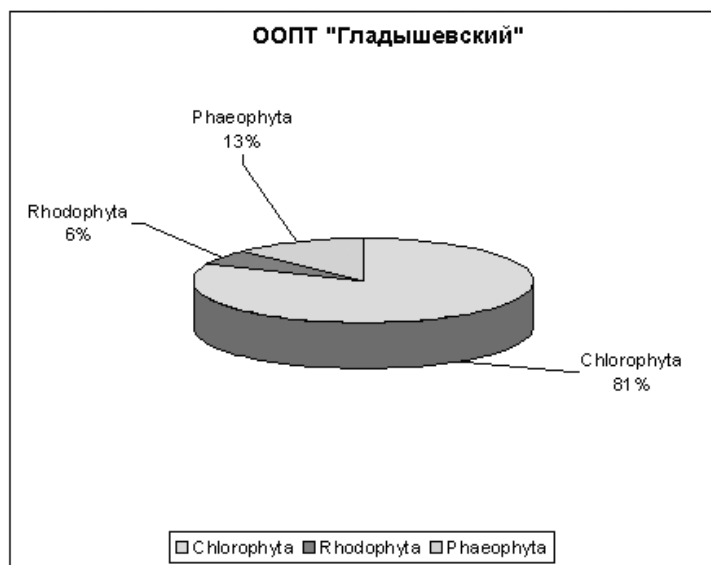


Рис. 2.4.2. Процентное участие зеленых, бурых и красных макроводорослей в формировании видового разнообразия макроводорослей твердых грунтов в акватории ООПТ «Гладышевский» (источник: Kovalchuk, 2007).

fera, *Rhizoclonium implexum*, *R. riparium*, *Pilayella littoralis*, *Hildenbrandtia rubra*) указываются впервые для Переходного района.

Следует отметить, что, несмотря на весьма низкие значения солености, характерные для Переходного района, здесь были обнаружены ряд морских видов макроводорослей.

Западнее Переходного района расположен Солонатоводный мелководный район. Район достаточно мелководен: центральная его часть имеет глубины от 30 до 45 м, прибрежные участки более мелководны. Вследствие относительной мелководности этого района для него характерны широкая годовая амплитуда колебаний температуры воды. Летом поверхностные воды довольно хорошо прогреваются. Так, по имеющимся в литературе данным (Остов, 1971) температура воды на поверхности в июле – августе в разные годы достигает 14–21 °С. Согласно нашим данным, в хорошо защищенных мелководных бухтах у Березовых островов летние температуры воды могут быть значительно выше. Так, 24 июля 2003 г. в бухте Северной (Северный Березовый остров) температура воды достигала 27 °С (Ковальчук, 2007). В зимний период, напротив, температура воды может опускаться до минимально возможных значений: в декабре — до +1 °С (что на 1–3° ниже, чем в более западных районах залива); в марте температура воды в поверхностном слое колеблется от –0.1 до +0.2 °С. Многие участки акватории Солонатоводного района (особенно — прибрежные) зимой покрываются льдом (Остов, 1971). Соленость вод в данном районе варьирует с запада на восток от 5.8‰ до 0.1‰ (Остов, 1971). В районе Березовых островов соленость воды в зависимости от глубины, направления ветров и времени года колеблется, как правило, от 2 до 4 ‰ (Лукьянов и др., 2003). Согласно литературным данным (Lehvo, Bäck, 2000), прозрачность воды по диску Секки у о. Большой Березовый летом составляет около 2.5 м. Однако во время регулярно наблюдаемых в летнее время «цветений воды», ее прозрачность значительно уменьшается. Исследования флоры макроводорослей Солонатоводного мелководного района проводились в акватории Заказника «Березовые острова». Более половины выявленных в акватории ООПТ «Березовые острова» видов (17 видов, принадлежащих к 9 родам, 6 семействам и 3 порядкам) относятся к зеленым водорослям (Chlorophyta). Преобладают виды из порядка Ulotrichales (Улотриковые). Бурые водоросли (Phaeophyta) представлены 5-ю видами, относящимися к 5-ти родам, четырем семействам и четырем порядкам. Обнаружены также 4 вида красных макроводорослей (Rhodophyta), относящихся к 4 родам, 4 семействам, 4 порядкам.

Доля различных систематических групп макроводорослей, произрастающих в акватории Финского залива, относящейся к ООПТ «Березовые острова» представлена на рис. 2.4.3.

Интересные данные о макроводорослях имеются для прибрежных вод о. Гогланд. В прибрежной зоне этого крупного (около 11 км длиной и от 1.5 до 3 км шириной) острова встречается много участков со скалистым, валунным, валунно-каменистым, каменисто-галечным дном. Местами можно обнаружить аквато-

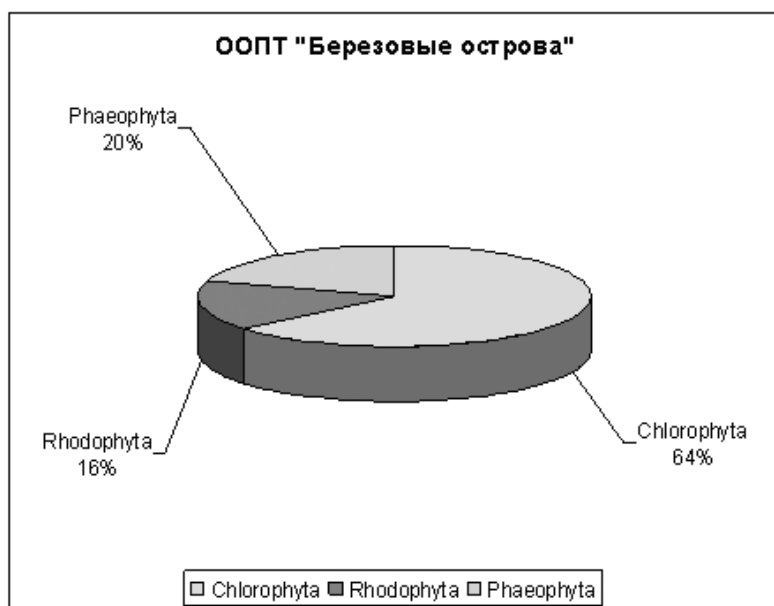


Рис. 2.4.3. Процентное участие зеленых, бурых и красных макроводорослей в формировании видового разнообразия макроводорослей твердых грунтов в акватории ООПТ «Березовые острова» (источник: Ковальчук, 2007).

рии с песчаным дном. Западное побережье острова наиболее прибойное, принимающее на себя воздействие господствующих западных и юго-западных ветров. Восточное побережье — менее прибойное, здесь расположена хорошо защищенная от штормов бухта Сууркюлянлахти. Максимальные для прибрежных вод российского сектора ФЗ значения солености, высокое разнообразие местообитаний и удаленность от источников антропогенного загрязнения и эвтрофирования создают хорошие условия для развития макроводорослей в прибрежной зоне острова. Согласно литературным данным (Hägérén, 1940; Kukk, 1988; Kukk, 1995) у побережья острова было обнаружено 10 видов зеленых, 11 бурых и 6 видов красных макроводорослей.

Пять видов бурых (*Dictyosiphon foeniculaceus*, *Elachista fucicola*, *Fucus vesiculosus*, *Pseudolithoderma subextensum*, *Stictyosiphon tortilis*) и один вид красных водорослей (*Hildenbrandtia rubra*), отмеченных у о. Гогланд, включены в Красную книгу природы Ленинградской области (2000). Доля различных систематических групп макроводорослей, произрастающих в акватории о. Гогланд представлена на рис. 2.4.4.

Таким образом, анализ имеющихся данных о видовом составе макроводорослей твердых грунтов в акваториях с различной соленостью показывает, что распределение зеленых, бурых и красных видов макроводорослей в акватории российского сектора Финского залива весьма неравномерно и обусловлено, главным

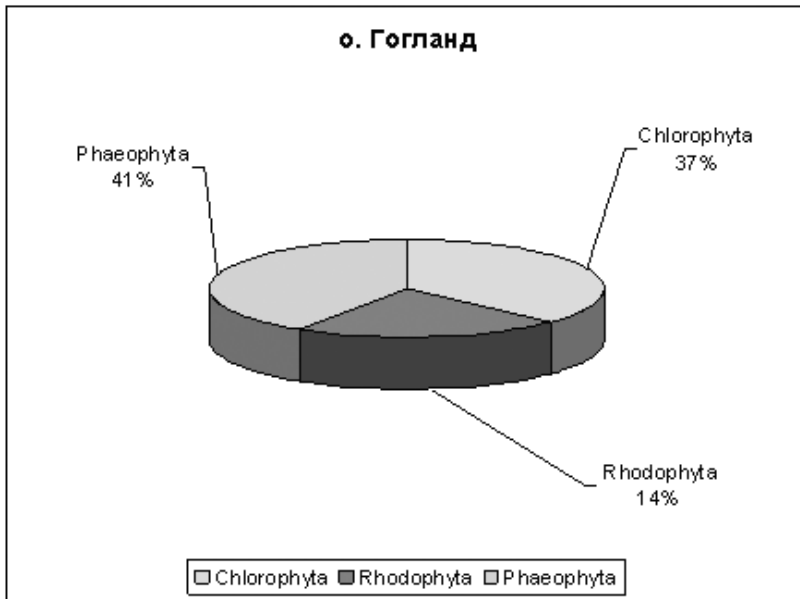


Рис. 2.4.4. Процентное участие зеленых, бурых и красных макроводорослей в формировании видового разнообразия макроводорослей твердых грунтов в акватории о. Гогланд (источники: Näyrén, 1940; Kukk, 1988; Kukk, 1995).

образом, соленостью прибрежных вод: с увеличением солености существенно возрастает роль представителей отд. Phaeophyta и Rhodophyta в формировании флоры макроводорослей твердых грунтов. Следует отметить крайнюю упрощенность таксономической структуры макроводорослей, особенно представителей Phaeophyta и Rhodophyta, многие семейства которых представлены одним родом и даже одним видом (Ковальчук, 2007). Столь бедный систематический состав бурых и красных макроводорослей объясняется, главным образом, низкими значениями солености прибрежных вод.

Для развития бурых, красных и большей части зеленых макроводорослей необходимы твердые субстраты. В ряде акваторий, пригодных по галобным параметрам для развития макроводорослей, они не могут развиваться вследствие отсутствия либо замывания твердых субстратов, либо низкой прозрачности воды. Прозрачность воды играет важную роль для вертикального распределения макроводорослей. Снижение прозрачности воды, отмечаемое во многих акваториях Балтики приводит к уменьшению толщины эвфотической зоны и, как следствие, к уменьшению глубины нижней границы обитания водорослей. Так, в начале XIX в. нижняя граница распределения макроводорослей в Гданьской бухте проходила по глубине около 19 м (Lakowitz, 1907), а в 1990-х годах — по изобате 9.5 м (Kovalchuk, 1996). Ведущиеся во многих акваториях российского сектора Финс-

кого залива дноуглубительные работы, прокладка инженерных коммуникаций, добыча железо-марганцевых конкреций, забор песка и другие подобные виды деятельности, влекут за собой уменьшение прозрачности воды, замывание твердых субстратов на весьма больших участках акватории залива и вовлекают в биологический круговорот депонированные в толще осадков биогенные элементы, что также приводит к негативным последствиям для макроводорослей, обитающих на твердых субстратах. Нарушение почвенного покрова в местах строительства портовых сооружений также приводит к вымыванию биогенных элементов из нарушенных почв и поступлению их с дренажным стоком в акватории залива, прилегающие к местам строительных работ.

Это может привести к изменениям в вертикальном распределении макроводорослей в районах, где ведутся перечисленные работы. Часть водорослей (среди них краснокнижный вид *Hildenbrandtia rubra*), обитающих у нижней границы произрастания макроводорослей) погибнет, так как они окажутся за пределами эвфотической зоны. Правомочность подобных рассуждений подтверждается данными, полученными во время полевых работ около г. Зеленогорск в 2006 и 2007 гг. Согласно исследованиям, выполненным Лабораторией альгологии БИН РАН летом 1997 г., в сублиторальной зоне акватории Финского залива, прилегающей к г. Зеленогорск, произрастала многолетняя бурая водоросль *Pseudolithoderma subextensum* (Ковальчук, 2000). В 2000 г. здесь же была обнаружена *Hildenbrandtia rubra* (данные автора). Оба вида обитали в интервале глубин 2.7–6.2 м. После начавшихся в 2006 г. широкомасштабных работ по углублению фарватера и намыванию берега в Невской губе отмечено полное исчезновение этих видов на глубинах 5 и более метров. Пробы, отобранные на глубине 3 и 4 м показали, что обилие этих видов существенно снизилось. В целом, при сокращении эвфотической зоны произойдет сокращение площадей, пригодных для обитания макроводорослей в т.ч. для вида-эдификатора ряда сублиторальных сообществ многолетней бурой водоросли *Fucus vesiculosus*.

Замывание и заиление твердых субстратов приведет к угнетению существующих в сублиторали поселений макроводорослей и может быть особенно опасно для микроскопических стадий жизненного цикла (зооспоры, гаметы, зиготы), поскольку они не смогут прикрепиться к твердым субстратам. В перспективе это может привести к изреживанию зарослей и ухудшению состояния популяций макроводорослей.

Согласно имеющимся данным, эвтрофикация является фактором, оказывающим весьма негативное влияние на ряд видов макроводорослей Балтийского моря и Финского залива. Так, в Гданьском заливе вследствие эвтрофикации прибрежных вод исчезло более половины видов макроводорослей (Kovalchuk, 1996), в том числе обитавших там в начале XX в. (Lakowitz, 1907) *Fucus vesiculosus* и *Chorda filum*. Подобные процессы выявлены также и в одном из наиболее экологически благополучных районов российского сектора Финского залива — около о. Гогланд. Выполненные в этой акватории исследования (Kukk, 1988) показали, что у о.

Гогланд произошли изменения видового состава макроводорослей и обилия ряда видов. По сравнению с 1939 годом (Hägén, 1940), возросла роль однолетних мезосапробных видов макроводорослей (*Cladophora glomerata*, *Ulva intestinalis*, *Pilayella littoralis* и *Ectocarpus confervoides*) в формировании структуры сообществ. В то же время, уменьшилось количество бурых водорослей *Elachista fucicola* и исчезла *Chorda filum* (оба вида являются олигосапробными). Уменьшилось также видовое разнообразие красных макроводорослей (в исследовавшейся акватории исчезли *Bangia atropurpurea* и *Hildenbrandtia rubra*). Логично предположить, что подобные процессы произошли и в ряде других акваторий российского сектора залива. Некоторые, полученные в последние годы данные, подтверждают эту гипотезу. Так, согласно данным Х.Я. Гоби (1897) в конце XIX в. у Березовых островов в массе произрастали зеленая макроводоросль *Cladophora aegagropila*. Работы, проводившиеся у Березовых островов Ботаническим институтом РАН в 2001–2006 гг., показали, что в настоящее время данный вид встречается у Березовых островов единично (Ковальчук, 2007). Таким образом, значительно возросшая хозяйственная деятельность в акватории российского сектора Финского залива и связанные с ней нагрузки на экосистему залива, в дополнение к уже имеющимся экологическим проблемам (Кудерский, 1994), способны инициировать серьезные структурные и функциональные изменения сообществ макроводорослей твердых грунтов в прибрежных акваториях российского сектора Финского залива.

Если говорить о морской составляющей флоры макроводорослей восточной части Финского залива, следует признать, что большинство этих видов в силу естественных причин (низкой солености вод) весьма уязвимы. Видимо поэтому почти пятая часть видов зеленых, бурых и красных макроводорослей, произрас-

Таблица 2.4.2

Виды зеленых, бурых и красных макроводорослей, включенные в Красную книгу природы Ленинградской области (Красная книга..., 2000)

Вид	Статус вида
Бурые водоросли	
1. <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	редкий
2. <i>Stictyosiphon tortilis</i>	редкий
3. <i>Elachista fucicola</i>	под угрозой исчезновения
4. <i>Pseudolithoderma subextensum</i>	с неопределенным статусом
5. <i>Ralfsia verrucosa</i>	редкий
6. <i>Fucus vesiculosus</i>	под угрозой исчезновения
Красные водоросли	
7. <i>Hildenbrandtia rubra</i>	редкий
Зеленые водоросли	
8. <i>Cladophora aegagropila</i>	редкий

тающих в российском секторе залива являются редкими либо исчезающими и занесены в Красную книгу природы Ленинградской области (табл. 2.4.2).

Усиление антропогенных нагрузок на акватории, где они встречаются, способно привести к исчезновению этих видов либо, как это произошло с ценопопуляцией *Cladophora aegagropila* у Березовых островов (Ковальчук, 2007) и с ценопопуляциями *P. subextensum* и *H. rubra* в акватории, прилегающей к Зеленогорску — к значительному уменьшению обилия этих уязвимых видов.

2.5. ЧИСЛЕННОСТЬ И БИОМАССА БАКТЕРИОПЛАНКТОНА КАК ИНДИКАТОРЫ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Изучение бактериопланктона восточной части Финского залива уже проводилось в прошлом столетии рядом авторов (Нечаева, 1933; Коколия, Цветкова, 1963; Родина, Кузьмицкая, 1968; Сафронова, Цветкова, 1974; Павельева и др., 1987; Силина, Чернухова, 1997; Драбкова и др., 1999). При этом наиболее подробные сведения относятся к Невской губе, где первые исследования датируются еще 1911–1912 гг. (Горовиц, 1913).

Здесь приводятся материалы по количественным показателям бактериопланктона эстуария р. Невы, полученные в 2003–2004 и 2006 гг., а также литературные данные по бактериальному сообществу восточной части Финского залива.

В период исследования бактериопланктон эстуария р. Невы был представлен преимущественно кокковыми формами объемом 0.014 мкм³ и — в меньших количествах — палочковидными формами объемом 0.188 мкм³. Гораздо реже встречались более крупные кокки (0.113 мкм³) и палочки (0.392 мкм³).

Невская губа

Исследования бактериопланктона Невской губы в 2003, 2004 и 2006 гг. позволили определить современный уровень его развития. Максимальное количество бактериальных клеток в 2003 г. было отмечено на станции 11 — 4.13, в 2004 г. на станции 42 — 2.60, а в 2006 г. на станции 13 — 2.13 млн кл./мл. Минимальное количество бактерий в 2003 г. было на станции 7 (район выхода невских вод) — 0.92, в 2004 г. на станции 13 — 0.51, в 2006 г. на станции 17 (район г. Ломоносова) — 0.43 млн кл./мл.

Общее содержание бактерий в воде находится в теснейшей связи с продуктивностью водных экосистем. Изменение средней по губе общей численности бактерий по годам по сути представляет собой убывающий ряд: вариации в пределах 1.72–2.20, 1.19–1.77 и 0.84–1.26 млн кл./мл (табл. 2.5.1). Численность в 2003 г. была достоверно выше, чем в 2006 г. В целом количество бактерий в период исследования соответствовало, по классификации А.И. Копылова и Д.Б. Косолапова (Копылов, Косолапов, 2007), величинам, характерным для мезотрофных водоемов.

В зоне транзита невских вод величина общей численности бактериопланктона год от года изменялась недостоверно, в южной зоне — последовательно снижалась от 2003 к 2006 г., а в северо-западной зоне проявила достоверное снижение в 2006 г. (табл. 2.5.1).

Следует отметить, что использованная в данной работе эпифлуоресцентная микроскопия позволяет обнаруживать микроорганизмы по их яркому свечению,

Таблица 2.5.1

Средние для Невской губы общая численность (N, млн кл./мл) и биомасса (B, мг/л) бактериопланктона в 2003, 2004 и 2006 гг.

Годы	N	B
Вся акватория		
2003	1.96 (± 0.24)	0.08 (± 0.01)
2004	1.48 (± 0.29)	0.08 (± 0.02)
2006	1.05 (± 0.21)	0.05 (± 0.01)
Зона транзита невских вод		
2003	1.44 (± 0.34)	0.08 (± 0.01)
2004	1.32 (± 0.71)	0.09 (± 0.06)
2006	1.53 (± 0.29)	0.06 (± 0.03)
Северо-западная зона		
2003	2.20 (± 0.33)	0.08 (± 0.01)
2004	2.11 (± 0.16)	0.11 (± 0.02)
2006	1.03 (± 0.36)	0.05 (± 0.02)
Южная зона		
2003	2.24 (± 0.43)	0.09 (± 0.04)
2004	1.00 (± 0.16)	0.04 (± 0.004)
2006	0.61 (± 0.07)	0.03 (± 0.01)

Примечание. В скобках — ошибки среднего.

возникающему при окраске бактерий флюорохромом. Это делает возможным учет клеток даже на частицах взвеси. Более ранние наблюдения проводились, в основном, по предложенному А.С. Разумовым (1932) методу окраски бактерий эритрозином, главный недостаток которого — окрашивание всех частиц, независимо от происхождения. В 1993 г. в ходе работы по определению численности бактерий в системе Ладожское озеро — Восточная часть Финского залива двумя указанными выше методами было выяснено, что более современный из них (эпифлуоресцентная микроскопия) дает результат, в 1.9 раза более высокий (Karustina, 1993). Однако варианты подсчета бактерий двумя методами не всегда бывают однозначны. Так, по данным некоторых исследователей (Мицкевич, Сажин, 1989), численность бактериопланктона, учтенная с помощью эпифлуоресцентной микроскопии, может быть в 1.5–2 раза ниже, чем при подсчете бактерий эритрозиновым методом. По мнению этих авторов, так как подобные расхождения близки к субъективной ошибке самого эритрозинового метода, можно считать реальным сопоставление данных по численности бактерий в прошлые годы с современными (Мицкевич, Сажин, 1989).

Литературные сведения о числе микроорганизмов в Невской губе и р. Неве не всегда согласуются между собой. Так, в районе о. Котлин еще в 1930 г. были зафиксированы весьма высокие величины общей численности бактериопланктона —

до 8.3 млн кл./мл (Нечаева, 1933). В р. Неве в середине 1960-х годов также отмечалось значительное развитие микрофлоры — 7.8–13.7 млн кл./мл (Родина, Кузьмицкая, 1968). На разных створах р. Невы в 1985 г. численность бактерий колебалась в пределах 1.2–7.2 млн кл./мл (Телеш и др., 1987).

В Невской губе в 1982–1996 гг. общая численность бактериопланктона в среднем варьировала от 2 до 5.8 млн кл./мл (Павельева и др., 1987, Драбкова и др., 1999). Указанные величины, согласно классификации В.И. Романенко (Романенко, 1985), характеризуют трофический статус акватории как слабо эвтрофный.

Невзирая на разницу использованных методик, очевидно, что общая численность бактериопланктона снизилась по сравнению с наблюдениями 1960–80-х гг. Это подтверждают и данные Н.И. Силиной и Л.Я. Чернуховой за 1990-е годы (Силина, Чернухова, 1997). Вероятно, такой тренд связан с улучшением санитарного состояния акватории. Дело в том, что структура антропогенной нагрузки на дельту реки Невы и Невскую губу в основном определяется сточными водами городской канализации и промышленными стоками предприятий. В начале 1980-х годов заметная доля канализационных стоков уже отводилась на централизованные станции аэрации, где подвергалась полной биологической очистке с последующим сбросом очищенных сточных вод в акваторию губы. В середине 1980-х годов к существовавшей до этого Красносельской станции аэрации (КСА) и только что введенной в эксплуатацию Центральной станции аэрации (ЦСА) на о. Белом, добавились 2-я очередь ЦСА и Северная станция аэрации (ССА) в районе пос. Ольгино (Савчук, Скакальский, 1997). Постоянное наращивание объемов сточных вод, прошедших биологическую очистку, привело к снижению поступления лабильного органического вещества: уже в 1986–1992 гг. оно сократилось на 30–70% по сравнению с уровнем начала 1980-х годов (Силина, Чернухова, 1997). Это представляется наиболее вероятной причиной снижения развития гетеротрофной микрофлоры и в настоящее время, что в целом не выводит Невскую губу по показателю численности бактерий из класса мезотрофных водоемов (Копылов, Косолапов, 2007).

Поскольку основную часть бактериопланктона составляли мелкие кокки диаметром 0.3 мкм, значения общей биомассы микрофлоры выражались сравнительно малыми величинами во всех районах акватории восточной части Финского залива. В Невской губе наибольшая величина бактериальной биомассы в 2003 г. была отмечена на станции 11 — 0.21, в 2004 г. на станции 7 — 0.17, а в 2006 г. на станции 13 — 0.09 мг/л. Минимальная биомасса бактерий в 2003 г. была на станции 17 — 0.04, в 2004 г. на станции 13 — 0.03, в 2006 г. на станции 17 — 0.02 мг/л.

Средняя по Невской губе общая биомасса бактериопланктона варьировала по годам в пределах 0.07–0.09, 0.06–0.10, 0.04–0.06 мг/л (табл. 2.5.1). Отмечено некоторое ее снижение в 2006 г. В период исследования трофический статус акватории, определенный по показателю бактериальной биомассы, колебался от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

В зоне транзита невских вод величина общей биомассы бактериопланктона год от года изменялась недостоверно, в южной зоне — достоверно снизилась в 2004 и 2006 гг., а в северо-западной зоне проявила некоторое увеличение в 2004 г. и снижение в 2006 г. по сравнению с 2003 г. (табл. 2.5.1).

Внутренний эстуарий

Во внутреннем эстуарии наибольшее количество бактериальных клеток в 2003 г. было отмечено на станции 19 (район г. Сестрорецка) — 3.74, в 2004 г. на станции 23 — 3.09, а в 2006 г. на станции 26 — 1.91 млн кл./мл. Наименьшее количество бактерий в 2003 г. было на станции 21 — 1.18, в 2004 г. на станции 19 — 0.46, в 2006 г. на станции 1 — 0.56 млн кл./мл.

Средняя по внутреннему эстуарию общая численность бактериопланктона год от года колебалась в пределах 1.55–1.73, 1.40–2.08, 0.82–1.18 млн кл./мл (табл. 2.5.2). Отмечено достоверное снижение численности бактерий в 2006 г. При этом количество бактерий в период исследования находилось в пределах величин, характерных для мезотрофных водоемов (Копылов, Косолапов, 2007).

В курортной зоне (станции 19, 20 и 21) наметилась тенденция снижения общей численности бактериопланктона год от года, но в 2006 г. она была достоверно ниже только по сравнению с 2003 г. В центральной зоне (станции 22, 23, 24 и 26) величина численности проявила достоверное снижение в 2006 г. по сравнению с двумя предыдущими (табл. 2.5.2).

В 1930 г. в районе Финского залива, называемом сейчас внутренним эстуарием, общая численность бактерий достигала 5.6 млн кл./мл (Нечаева, 1933). В

Таблица 2.5.2

Средние для внутреннего эстуария общая численность (N, млн кл./мл) и биомасса (B, мг/л) бактериопланктона в 2003, 2004 и 2006 гг.

Годы	N	B
Вся акватория		
2003	1.64 (± 0.09)	0.09 (± 0.01)
2004	1.74 (± 0.34)	0.08 (± 0.01)
2006	1.00 (± 0.18)	0.04 (± 0.01)
Курортная зона		
2003	1.48 (± 0.11)	0.08 (± 0.01)
2004	1.07 (± 0.38)	0.05 (± 0.02)
2006	1.01 (± 0.24)	0.05 (± 0.01)
Центральная зона		
2003	1.79 (± 0.17)	0.11 (± 0.03)
2004	2.13 (± 0.48)	0.09 (± 0.01)
2006	1.16 (± 0.44)	0.05 (± 0.02)

Примечание. В скобках — ошибки среднего.

середине 1980-х гг. развитие микрофлоры держалось на том же уровне — 5.2 млн кл./мл (Басова, 1986). За период 1994–1996 гг. общая численность бактериопланктона в среднем варьировала от 1.8 до 5.3 млн кл./мл (Драбкова и др., 1999). По классификации В.И. Романенко (Романенко, 1985), такие величины характеризуют трофический статус внутреннего эстуария как слабо эвтрофный. Снижение развития бактериального сообщества в настоящее время может быть связано с уменьшением поступления лабильного органического вещества в Невскую губу, под влиянием пресных вод которой находится внутренний эстуарий.

Во внутреннем эстуарии максимальная величина бактериальной биомассы в 2003 г. была отмечена на станции 26 — 0.14, в 2004 г. на станции 23 — 0.11, а в 2006 г. на станции 26 — 0.07 мг/л. Минимальное значение биомассы бактерий в 2003 г. было на станции 1 — 0.06, в 2004 г. на станции 21 — 0.03, в 2006 г. на станции 23 — 0.03 мг/л.

Средняя по внутреннему эстуарию общая биомасса бактериопланктона год от года колебалась в пределах 0.08–0.10, 0.07–0.09, 0.03–0.05 мг/л (табл. 2.5.2). Отмечено достоверное снижение биомассы бактерий в 2006 г. В период исследования трофический статус акватории по показателю бактериальной биомассы колебался от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

В курортной зоне наметилась тенденция снижения величины общей биомассы бактерий год от года, но в 2006 г. она была достоверно ниже только по сравнению с 2003 г. В центральной зоне картина была схожей (табл. 2.5.2).

Внешний эстуарий

Во внешнем эстуарии максимальное число бактериальных клеток в 2003 г. было отмечено на станции Ф3-17 — 1.94, в 2004 г. на станции Ф3-17 — 2.59, в 2006 г. на станции 3 — 1.22 млн кл./мл. Минимальное количество бактерий в 2003 г. было на станции 2 — 0.52, в 2004 г. на станции 3К (Копорская губа) — 0.46, в 2006 г. на станции 2 — 0.36 млн кл./мл.

Средняя по внешнему эстуарию общая численность бактериопланктона варьировала по годам в пределах 1.20–1.54, 1.00–1.54, 0.78–0.98 млн кл./мл (табл. 2.5.3). Обнаружено достоверное снижение рассматриваемой величины в 2006 г. В период исследования трофический статус акватории, определенный по этому показателю, колебался от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

В начале 1930-х годов гетеротрофная микрофлора в районе, называемом сейчас внешним эстуарием, была значительно развита: общая численность бактериопланктона достигала 5.2 млн кл./мл (Нечаева, 1933). В 1985 г. она составляла 4 млн кл./мл (Басова, 1986). За период 1994–1996 гг. численность бактерий в среднем колебалась от 1.8 до 4.8 млн кл./мл (Драбкова и др., 1999). Согласно классификации В.И. Романенко, такое количество бактерий соответствует величинам, встречающимся в слабо эвтрофных водоемах (Романенко, 1985). Снижение

Таблица 2.5.3

Средние для внешнего эстуария общая численность (N, млн кл./мл) и биомасса (B, мг/л) бактериопланктона в 2003, 2004 и 2006 гг.

Годы	N	B
2003	1.37 (± 0.17)	0.06 (± 0.01)
2004	1.27 (± 0.27)	0.05 (± 0.01)
2006	0.88 (± 0.10)	0.05 (± 0.01)

Примечание. В скобках — ошибки среднего.

бактериального развития в настоящее время может быть вызвано той же причиной, что и во внутреннем эстуарии.

Во внешнем эстуарии наибольшее значение бактериальной биомассы в 2003 г. было отмечено на станции ФЗ-17 — 0.09, в 2004 г. снова на станции ФЗ-17 — 0.10, в 2006 г. на станции 6К (Копорская губа) — 0.07 мг/л. Минимальная величина биомассы бактерий в 2003 г. была на станции 2 — 0.02, в 2004 г. на станции 6К — 0.03, в 2006 г. на станции 4 — 0.03 мг/л.

Средняя по внешнему эстуарию общая биомасса бактериопланктона варьировала по годам в пределах 0.05–0.07, 0.04–0.06, 0.04–0.06 мг/л (табл. 2.5.3). В 2003 г. она была достоверно выше, чем в 2004 и 2006 гг. В период исследования трофический статус акватории, определенный по показателю бактериальной биомассы, колебался от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

Выборгский залив

Изучение бактериопланктона Выборгского залива в 2004 и 2006 гг. позволило определить современный уровень его развития. Максимальное количество бактериальных клеток в 2004 г. было отмечено на станции ФЗ-8 — 3.57, а в 2006 г. на станции V-1 — 0.95 млн кл./мл. Наименьшее число бактерий в 2004 г. было на станции V-1 — 1.41, в 2006 г. на станции ФЗ-8 — 0.55 млн кл./мл.

Средняя по акватории Выборгского залива общая численность бактериопланктона достоверно снизилась в 2006 г.: вариации по годам в пределах 1.75–2.57, 0.69–0.79 млн кл./мл (табл. 2.5.4). В целом трофический статус этой части эстуария колебался в период исследования от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

В Выборгском заливе наибольшая величина бактериальной биомассы в 2004 г. была отмечена на станции ФЗ-8 — 0.11, в 2006 г. на станции ФЗ-8 — 0.04 мг/л. Наименьшее значение биомассы бактерий в 2004 г. было на станции V-1 — 0.06, в 2006 г. снова на станции V-1 — 0.03 мг/л.

Средняя по акватории Выборгского залива общая биомасса бактериопланктона достоверно снизилась в 2006 г.: вариации по годам в пределах 0.07–0.09, 0.038–0.042 мг/л (табл. 2.5.4). По биомассе бактерий трофический статус этой части

Таблица 2.5.4

Средние для Выборгского залива общая численность (N, млн.кл./мл)
и биомасса (B, мг/л) бактериопланктона в 2004 и 2006 гг.

Годы	N	B
2004	2.16 (± 0.41)	0.08 (± 0.01)
2006	0.74 (± 0.05)	0.04 (± 0.002)

Примечание. В скобках — ошибки среднего.

эстуария колебался в период исследования от олиготрофного до мезотрофного (Копылов, Косолапов, 2007).

Результаты микробиологических исследований позволяют считать эстуарий р. Невы водоемом с мезо- и олиготрофными участками. Говоря обо всей системе в целом, можно сделать вывод, что общие численность и биомасса бактериопланктона несколько снижаются по мере переноса водных масс из Невской губы в восточную часть Финского залива. Кроме того, сравнительный анализ полученных данных с результатами исследований 1930–90-х гг. выявляет тенденцию снижения численности бактерий по всей акватории. Это может быть обусловлено уменьшением поступления в Невскую губу лабильного органического вещества со сточными водами. Более длительные и подробные ряды наблюдений помогут уточнить представления о природе происходящих в бактериальном сообществе изменений.

2.6. ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И СТРУКТУРА СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА В ЭСТУАРИИ РЕКИ НЕВЫ

Исследования зоопланктона в эстуарии р. Невы имеют более чем столетнюю историю (Telesh, 2001). Уже в начале XX в. было известно, что планктон в Невской губе «в существенных чертах тот же, что в Неве и Ладожском озере, но отдельные господствующие организмы, по-видимому, не совпадают в фазах периодичности» (Скориков, 1910). В этих пионерских работах А.С. Скорилова, а также позднее (в 1920-е годы) описание видового состава зоопланктона было главным научным достижением.

Более полное и детальное изучение зоопланктона эстуария Невы было проведено в 1920-е годы В.М. Рыловым (1923). Позднее результаты М.Ф. Соколовой (1927) подтвердили и дополнили выводы, сделанные В.М. Рыловым о структуре и пространственном распределении сообществ зоопланктона в эстуарии Невы в течение первых двух десятилетий XX века, однако количественные данные все еще были редки. Первые количественные данные по отдельным видам зоопланктона этого эстуария были получены М.Ф. Соколовой (1949) в ходе исследований в Невской губе в 1935–1936 гг. Однако констатируя большое разнообразие зоопланктона, автор не делала его подробного описания.

Тем не менее, данные по видовому составу, распределению и развитию зоопланктона эстуария Невы, полученные и опубликованные исследователями в первой половине XX в., хотя и были преимущественно качественными и неполными, имеют в наши дни исключительно большое значение. Именно они могут быть сегодня использованы как «фоновые», свидетельствующие о долговременных изменениях биологического разнообразия, качества воды и общего состояния экосистемы эстуария (Telesh, 2001).

Существенный вклад в изучение сообществ зоопланктона эстуария Невы, особенно вертикальных миграций организмов в восточной части Финского залива, внесли ученые Ленинградского государственного университета (Рябова, Сергеев, 1977; Сергеев, Рябова, 1981; Крышев, Рябова, 1986; Рябова, Погребов, 1991; и др.).

С 1982 г. исследования зоопланктона в эстуарии реки Невы стали неотъемлемой составной частью гидробиологических программ и были направлены на определение функционального значения сообществ зоопланктона в экосистеме эстуария (Телеш, 1987а).

В последней декаде XX в. приоритетными стали сравнительные исследования долговременных изменений гидробиологических показателей в связи с процессом эвтрофирования эстуария (Алимов и др., 1993). Была выявлена важная экологическая роль коловраток — основного компонента зоопланктонного сообщества этого водоема — и определены возможности использования этих организмов для

оценки перспектив развития экосистемы эстуария (Telesh, 1995a, b; Кутикова, Телеш, 1998).

В настоящее время ведущим направлением исследований зоопланктонных сообществ эстуария р. Невы стало изучение многолетней динамики их видового разнообразия и функционирования в ходе эвтрофирования экосистемы и «биологического загрязнения» водоема чужеродными видами водных животных планктона и бентоса (Телеш и др., 2000; Телеш и др., 2001; Гальцова и др., 2003; Телеш, Орлова, 2004; Телеш, 2006а, б; Shpaer et al., 1996; Telesh et al., 1999, 2005; Telesh, Heerkloss, 2001, 2002, 2004; Golubkov et al., 2002; Galtsova et al., 1997; Telesh, 1994a, b, 1995a, b, 2002, 2004, 2005; Berezina et al., 2005; Heerkloss et al., 2005).

Планктонные сообщества в эстуарии р. Нева формируются, главным образом, на основе комплекса организмов, который приносится с водами р. Невы и других водотоков. В вершине эстуария в сообществах преобладают пресноводные и эвригалинные, реже — солоноватоводные виды, и среди них — многочисленные фитофильные виды и формы, в массе развивающиеся в прибрежье и в мелких водоемах, ручьях и прудах на прилежащих территориях вблизи береговой линии эстуария (Telesh, Heerkloss, 2002, 2004). В нижней части эстуария преобладают солоноватоводные виды, но нередки и представители как морской, так и пресноводной фауны.

Под влиянием естественных и антропогенных факторов в эстуарии Невы формируются разнообразные экологические ниши, предоставляющие благоприятные условия для обитания большого количества популяций планктонных организмов. Более того, чужеродные виды зоопланктона с высокой экологической пластичностью (например, всеядный понто-каспийский вид ветвистоусых ракообразных *Cercopagis pengoi* (Ostroumov), вселившийся в Балтийское море в 1990-х годах) и другие планктонные виды-вселенцы также находят соответствующие биотопы и формируют первые самоподдерживающиеся популяции именно в водах эстуариев, изменяя, таким образом, их природное биологическое разнообразие (Телеш, 2006а, б).

В 1980-е годы было показано, что благодаря небольшим глубинам, хорошему прогреву воды и низкой скорости водообмена в разных районах верхней, пресноводной части эстуария Невы (Невской губе) наблюдалось очень высокое таксономическое разнообразие зоопланктона. Список видов планктонных простейших, коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных, обнаруженных в Невской губе с 1911 по 1984 г., включает 394 названия (Телеш, 1987а, б, в). Особенно богата и разнообразна фауна прибрежных зарослей макрофитов. Большая часть видов обитают в Невской губе и в наши дни (Телеш, 2006б). Более 50% этих видов встречаются в настоящее время также и в планктонных сообществах других эстуариев, лагун и мелководных прибрежных районов в южной и восточной частях Балтийского моря (Telesh, Heerkloss, 2002, 2004).

Исследования, выполняемые автором с 1982 г., позволили составить список видов зоопланктона этого эстуария (с учетом нижней его области — акватории

Таблица 2.6.1

Видовой состав зоопланктона эстуария реки Невы
(по: Telesh, Heerkloss, 2002, 2004)

№ п.п.	Организмы
	ROTIFERA
1	<i>Adineta oculata</i> (Milne)
2	<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse
3	<i>Ascomorpha</i> sp.
4	<i>A. ecaudis</i> Perty
5	<i>Asplanchna herricki</i> De Guerne
6	<i>A. priodonta</i> Gosse
7	<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof)
8	<i>Brachionus angularis</i> Gosse
9	<i>B. calyciflorus</i> Pallas *
10	<i>B. diversicornis</i> Daday
11	<i>B. quadridentatus</i> Hermann *
12	<i>B. urceus</i> (Linnaeus)
13	<i>Bryceella tenella</i> (Bryce)
14	<i>Cephalodella</i> sp.
15	<i>C. gibba</i> (Ehrb.)
16	<i>Collotheca</i> sp.
17	<i>C. pelagica</i> (Rousselet)
18	<i>Colurella</i> sp.
19	<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schrank)
20	<i>C. unicornis</i> Rousselet
21	<i>Encentrum</i> sp.
22	<i>Epiphanes senta</i> (O.F.M.)
23	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrb.
24	<i>E. incisa</i> Carlin
25	<i>Eudactylota eudactylota</i> (Gosse)
26	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrb.)
27	<i>Hexarthra fennica</i> (Levander)
28	<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)
29	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse) *
30	<i>K. hiemalis</i> Carlin
31	<i>K. mixta</i> (Oparina-Charitonova)
32	<i>K. quadrata</i> (O.F.M.) *
33	<i>K. serrulata</i> (Ehrb.)
34	<i>K. testudo</i> (Ehrb.)
35	<i>Lecane bulla</i> (Gosse)
36	<i>L. cornuta</i> (O.F.M.)
37	<i>L. luna</i> (O.F.M.)

№ п.п.	Организмы
38	<i>L. lunaris</i> (Ehrb.)
39	<i>L. unguolata</i> Gosse
40	<i>Mytilina</i> sp.
41	<i>M. trigona</i> (Gosse)
42	<i>M. ventralis</i> Ehrb.
43	<i>M. longiseta</i> (O.F.M.)
44	<i>M. robusta</i> Berzins
45	<i>Notholca acuminata</i> (Ehrb.)
46	<i>N. caudata</i> (Carlin)
47	<i>N. cinetura</i> Skorikov
48	<i>N. squamula</i> (O.F.M.)
49	<i>N. triarthroides</i> Skorikov
50	<i>Notommata</i> sp.
51	<i>N. allantois</i> Wulfert
52	<i>Philodina</i> sp.
53	<i>Platylas patulus</i> (O.F.M.)
54	<i>P. quadricornis</i> (Ehrb.)
55	<i>Pleurotrocha petromyson</i> Ehrb.
56	<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander)
57	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson
58	<i>P. euryptera</i> Wierzejski
59	<i>P. longiremis</i> Carlin
60	<i>P. luminosa</i> Kutikova
61	<i>P. major</i> Burckhardt
62	<i>P. minor</i> Voigt
63	<i>P. remata</i> Skorikov
64	<i>P. vulgaris</i> Carlin
65	<i>Proales</i> sp.
66	<i>P. sigmoidea</i> (Skorikov)
67	<i>Rotaria rotatoria</i> (Pallas)
68	<i>R. tardigrada</i> (Ehrb.)
69	<i>Scardium longicaudum</i> (O.F.M.)
70	<i>Synchaeta baltica</i> (Ehrb.)
71	<i>S. grandis</i> Zacharias
72	<i>S. lakowitziana</i> Lucks
73	<i>S. litoralis</i> Rousselet
74	<i>S. monopus</i> Plate
75	<i>S. pectinata</i> Ehrb.

Продолжение таблицы 2.6.1

№ п.п.	Организмы
76	<i>S. stylata</i> Wierzejski
77	<i>S. verrucosa</i> Nipkow
78	<i>Trichocerca</i> (<i>Diurella</i>) sp.
79	<i>T. (D.) similis</i> (Wierzejski)
80	<i>T. (D.) weberi</i> (Jennings)
81	<i>Trichocerca</i> (s. str.) sp.
82	<i>T. (s. str.) capucina</i> (Wierz. et Zach.)
83	<i>T. (s. str.) cylindrica</i> (Imhof)
84	<i>T. (s. str.) longiseta</i> (Schrank)
85	<i>T. (s. str.) pusilla</i> (Lauterborn)
86	<i>T. (s. str.) rattus</i> (O.F.M.)
87	<i>Trichotria pocillum</i> (O.F.M.)
88	<i>T. similis</i> (Stenroos)
89	<i>T. truncata</i> (Whitelegge)
	CLADOCERA
1	<i>Acroperus harpae</i> (Baird)
2	<i>Alona affinis</i> (Leydig)
3	<i>A. costata</i> Sars
4	<i>A. guttata</i> Sars
5	<i>A. intermedia</i> Sars
6	<i>A. quadrangularis</i> (O.F.M.)
7	<i>A. rectangula</i> Sars
8	<i>Alonella excisa</i> (Fischer)
9	<i>A. nana</i> (Baird)
10	<i>Alonopsis elongata</i> (Sars)
11	<i>Bosmina coregoni</i> Baird
12	<i>B. crassicornis</i> Lilljeborg
13	<i>B. longirostris</i> (O.F.M.)
14	<i>B. longispina</i> Leydig
15	<i>Bythotrephes cederströmii</i> Schoedler
16	<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler
17	<i>C. lilljeborgii</i> Schoedler
18	<i>Cercopagis pengoi</i> (Ostroumov)
19	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars
20	<i>C. quadrangula</i> (O.F.M.)
21	<i>Chydorus latus</i> Sars
22	<i>C. ovalis</i> Kurz
23	<i>C. sphaericus</i> (O.F.M.)
24	<i>Daphnia cristata</i> Sars
25	<i>D. cucullata</i> Sars

№ п.п.	Организмы
26	<i>D. longispina</i> (O.F.M.)
27	<i>D. pulex</i> Leydig
28	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin)
29	<i>Disparalona rostrata</i> (Koch)
30	<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F.M.)
31	<i>Evadne nordmanni</i> Lovén
32	<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)
33	<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach
34	<i>Ilyocryptus acutifrons</i> Sars
35	<i>I. agilis</i> Kurz
36	<i>I. sordidus</i> (Liévin)
37	<i>Kurzia latissima</i> (Kurz)
38	<i>Lathonura rectirostris</i> (O.F.M.)
39	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)
40	<i>Leydigia leydigi</i> (Schoedler)
41	<i>Limnosida frontosa</i> Sars
42	<i>Macrothrix rosea</i> (Jurine)
43	<i>Monospilus dispar</i> Sars
44	<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars
45	<i>Oxyurella tenuicaudis</i> (Sars)
46	<i>Pleopsis polyphemoides</i> (Leuckart)
47	<i>P. laevis</i> Sars
48	<i>P. striatus</i> Schoedler
49	<i>P. uncinatus</i> Baird
50	<i>Podon intermedius</i> Lilljeborg
51	<i>P. leuckarti</i> (Sars)
52	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus)
53	<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)
54	<i>Rhynchotalona falcata</i> (Sars)
55	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)
56	<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)
57	<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch)
58	<i>S. serrulatus</i> (Koch)
59	<i>S. vetulus</i> (O.F.M.)
60	<i>Treptocephala ambigua</i> (Lilljeborg)
	COPEPODA
	Calanoida
1	<i>Acanthodiptomus denticornis</i> (Wierz.)
2	<i>Acartia bifilosa</i> (Giesbrecht)
3	<i>A. longiremis</i> (Lilljeborg)

Окончание таблицы 2.6.1

№ п.п.	Организмы	№ п.п.	Организмы
4	<i>A. tonsa</i> Dana	23	<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)
5	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	24	<i>Eucyclops lilljeborgii</i> (Sars)
6	<i>E. graciloides</i> (Lilljeborg)	25	<i>E. macruroides</i> (Lilljeborg)
7	<i>Eurytemora affinis</i> (Poppe)	26	<i>E. macrurus</i> (Sars)
8	<i>E. hirundooides</i> Nordquist	27	<i>E. serrulatus</i> (Fischer)
9	<i>E. gracilis</i> (G.O. Sars)	28	<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine)
10	<i>E. lacustris</i> Poppe	29	<i>Megacyclus viridis</i> (Jurine)
11	<i>E. velox</i> (Lilljeborg)	30	<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus
12	<i>Heterocope appendiculata</i> Sars	31	<i>Microcyclus bicolor</i> (Sars)
13	<i>Limnocalanus macrurus</i> Sars	32	<i>M. gracilis</i> (Lilljeborg)
	Cyclopoida	33	<i>M. varicans</i> (Sars)
14	<i>Acanthocyclops americanus</i> Monchenko	34	<i>Paracyclus affinis</i> (Sars)
15	<i>A. vernalis</i> (Fischer)	35	<i>P. fimbriatus</i> (Fischer)
16	<i>Cyclops furcifer</i> Claus	36	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer)
17	<i>C. kolensis</i> Lilljeborg	37	<i>T. oithonoides</i> Sars
18	<i>C. scutifer</i> Sars		Harpacticoida
19	<i>C. strenuus</i> Fischer	1	<i>Canthocamptus staphylinus</i> Jurine
20	<i>C. vicinus</i> Uljanin	2	<i>Dactilopodia vulgaris</i> (Sars)
21	<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus)	3	<i>E. melaniceps</i> Boeck
22	<i>D. bisetosus</i> Kiefer		

Примечание. Жирным шрифтом выделены массовые виды пелагиали; * — в широком смысле (без указания подвигов).

восточной части Финского залива, ВЧФЗ), включающий 202 названия (без простейших) таксонов рангом ниже рода (табл. 2.6.1). Установлено, что большинство видов планктонных организмов, отмечаемых в вершине эстуария (т.е. 52 вида коловраток, 49 — ветвистоусых и 19 — веслоногих ракообразных), обитают также и в Ладожском озере (Телеш, 19876). Количество видов зоопланктона с учетом простейших, зарегистрированных как в Ладожском озере, так и в Невской губе в разные годы, сходное и близко к 400 (Телеш, 20066).

Наибольшее видовое богатство отмечено в микрозоопланктоне (простейшие и коловратки). В Невской губе большим разнообразием отличаются также ветвистоусые ракообразные, которые, как и веслоногие рачки в вершине эстуария, представлены, главным образом, формами, характерными для прибрежно-зарослевой зоны.

В разные периоды исследований (начало XX в., 1930-е и 1980-е годы, начало XXI в.) число видов коловраток в планктоне Невской губы было практически неизменным. Еще более стабильны по своему составу веслоногие ракообразные. Одна треть всех известных для Невской губы видов *Soropoda* постоянно присутствовали в составе зоопланктонного сообщества губы уже на протяжении около 100 лет.

Одна четверть всех видов организмов зоопланктона, зарегистрированных в Невской губе, являются массовыми, постоянно присутствующими в планктоне в соответствующие сезоны формами, чаще всего входящими в комплекс доминантов зоопланктонного сообщества. В 1920–1921 гг. это были коловратки *Conochilus unicornis*, *Synchaeta pectinata*, *S. grandis*, *Polyarthra vulgaris*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Ploesoma truncatum* (Рылов, 1923). В 1935–1936 гг. М.Ф. Соколова отмечала массовое развитие в Невской губе представителей родов *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Keratella*, *Notholca* и науплиев копепод (Соколова, 1949). В 1982–1984 гг. в Невской губе по численности доминировали *S. grandis*, *S. stylata*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. vulgaris*, *C. unicornis*, *K. cochlearis* и науплии копепод (Телеш, 1987а). Эти же виды численно преобладали в зоопланктоне эстуария в 1990-е годы (Telesh et al., 1999; Телеш и др., 2000).

Ряд видов ракообразных, охарактеризованных В.М. Рыловым (1923) как встречающиеся лишь эпизодически и только в единичных экземплярах (например, ветвистоусые *Bosmina obtusirostris* — синоним *B. longirostris* (О.Ф.М.) — и *Chydorus sphaericus* (О.Ф.М.), а также веслоногие *Mesocyclops leuckarti* Claus), в настоящее время обитают в Невской губе повсеместно и занимают доминирующее положение. Список так называемых случайных планктонтов (Рылов, 1923) включает виды, которые в наши дни развиваются в большом количестве в прибрежных зарослях макрофитов в Невской губе. К таковым можно отнести, например, коловраток *Brachionus urceus* и *Cephalodella gibba*, циклопов *Megacyclops viridis* и *Eucyclops macrurus*, ветвистоусых *Monospilus dispar*, *Disparalona rostrata*, *Sida crystallina*, *Alonella nana*, *Alona costata* и др. По-видимому, они и ранее населяли прибрежные заросли высшей водной растительности эстуария р. Невы, которые, однако, были впервые исследованы только в 1982 г. (Телеш, 1987а). Токами воды эти организмы из зарослей выносило в открытые районы водоема, где в 1920-е годы (как и в наши дни) они встречались с удивительным постоянством (Рылов, 1923).

Современное видовое разнообразие зоопланктона эстуария р. Невы отражено в табл. 2.6.1, где представлены обобщенные данные о составе сообществ зоопланктона, полученные при ревизии планктонной фауны прибрежных вод южной и восточной частей Балтийского моря (Telesh, Heerkloss, 2002, 2004). Эти сведения наряду с результатами многолетних исследований количественного развития, сезонной динамики, пространственного (в том числе и вертикального) распределения и продуктивности сообществ зоопланктона позволили оценить вклад этих организмов в общие процессы продуцирования и разложения органических веществ в эстуарии р. Невы (Телеш, 1986а, б, 1987а, б, в, 1988а, б, в; Alimov et al., 1994; Телеш и др., 2000; Телеш и др., 2001; Telesh et al., 1999; Golubkov, Alimov, Telesh et al., 2003; Telesh, 2004, и другие).

Видовой состав и количественное развитие зоопланктона в эстуариях закономерно изменяются в градиенте гидрофизических и гидрохимических параметров воды. В эстуарии р. Невы основными среди таких параметров являются соленость

воды, количество неорганических взвесей в воде, скорость течения и интенсивность ветрового перемешивания водных масс (Телеш, 2006б).

Главным и определяющим процессом в эстуариях является смешение соленой и пресной воды, в результате которого возникает градиент солености, всегда горизонтальный, а иногда в дополнение к нему и вертикальный (Хлебович, 1974, 1986). Этим градиентом, в частности, в значительной степени определяется динамика видового богатства зоопланктона. Так, при сопоставлении количества видов простейших, коловраток и ветвистоусых ракообразных в зоопланктоне Ладожского озера, Невской губы, солоноватоводной центральной части Финского залива и в центральной Балтике установлено уменьшение таксономического разнообразия этих групп животных в водоемах с большей соленостью воды (табл. 2.6.2). Краткосрочные пространственные, а также долгосрочные изменения зоопланктонного сообщества в менее масштабном градиенте солености (например, в диапазоне 0–5‰ в пределах одного эстуария) также носят вполне закономерный характер, который может быть проиллюстрирован данными из эстуария р. Невы.

Фаунистический анализ многолетних данных свидетельствует о том, что в прошлом элементы солоноватоводной и морской фауны встречались в эстуарии Невы чаще и были отмечены даже в пресных водах его вершины — Невской губы. В 1980-е годы, как и в начале XX в., в вершине эстуария неоднократно встречались солоноватоводные виды: например, *Brachionus quadridentatus hyphalmyros*, *Podon leuckarti*, *P. intermedius*. Отдельные фаунистические находки того периода свидетельствовали о проникновении соленых Балтийских вод в вершину эстуария вдоль Морского канала и вдоль южного побережья Невской губы (Телеш, 1987а). То, что в пробе присутствовали взрослые самки с яйцевыми мешками, самцы и молодь гарпактицид, свидетельствует о существовании в 1980-е годы самоподдерживающихся популяций этих эвригалинных организмов в пресных водах эстуария р. Невы. Однако исследования фауны зарослей прибрежных макрофитов в этих районах Невской губы, выполненные в 1990-е годы, не обнаружили там каких-либо популяций морских или солоноватоводных видов. Вероятнее всего, это объясняется изменением характера циркуляции вод в вершине эстуария Невы в связи со строительством комплекса сооружений защиты города Санкт-Петербурга от наводнений.

Таблица 2.6.2

Количество видов зоопланктона в центральной части Балтийского моря (Hernroth, Ackefors, 1979), Финском заливе (Силина, 1997), Невской губе (Телеш, 1987а) и Ладожском озере (Деньгина, Соколова, 1968; Telesh, 1996)

Организмы	Балтийское море	Финский залив	Невская губа	Ладожское озеро
Весь зоопланктон (с учетом простейших)	26	276	394	414

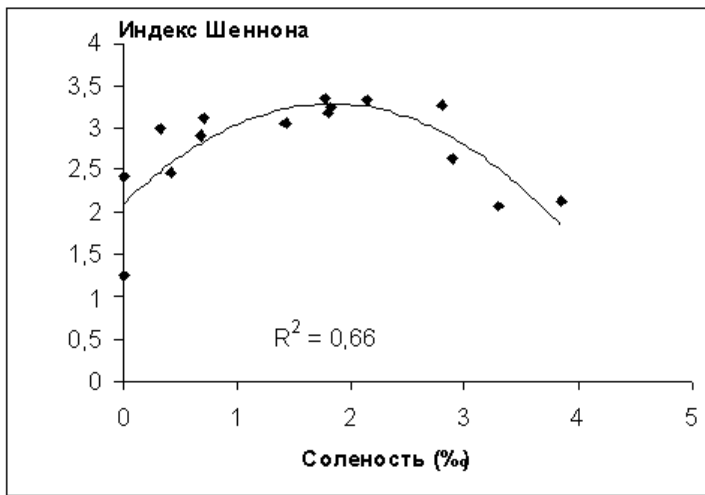


Рис. 2.6.1. Зависимость величины индекса Шеннона для зоопланктона от солености воды в эстуарии р. Невы (Телеш, 2006б).

Исследование сообществ зоопланктона в средней и нижней части эстуария Невы, выполненные в конце 1990-х – начале 2000-х годов, позволили описать изменение структуры сообщества зоопланктона и выразить количественно динамику его численности и биомассы в градиенте солености воды (Telesh, 2004). Установлено, в частности, что наибольшим разнообразием видов (индекс Шеннона по зоопланктону ≥ 3.0) характеризуется район эстуария с соленостью 0.32–2.81‰ (рис. 2.6.1).

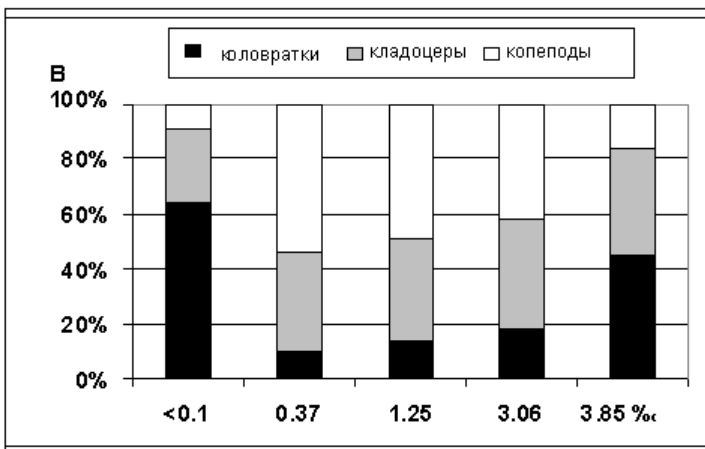


Рис. 2.6.2. Изменение структуры сообщества зоопланктона в градиенте солености воды в эстуарии р. Невы: доля (%) коловраток, клadoцеров и копепод в общей биомассе зоопланктона (В); по Телеш, 2006а.

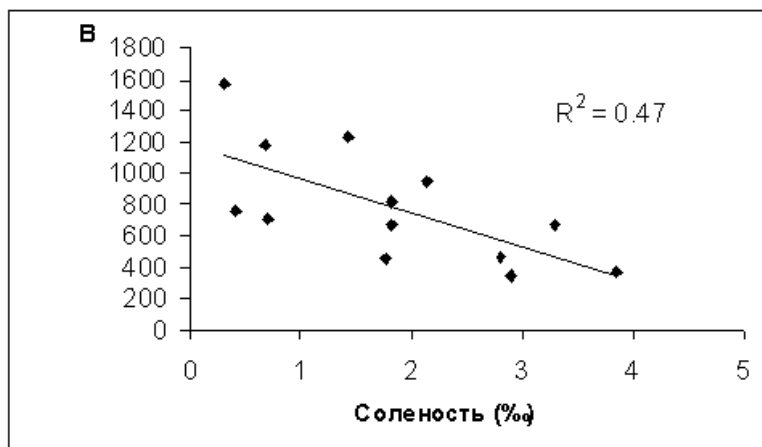


Рис. 2.6.3. Зависимость биомассы зоопланктона (B , мг/м³) от солености воды в эстуарии р. Невы (Telesh, 2004).

Видовой состав ветвистоусых ракообразных и доля этих рачков в общей биомассе зоопланктона в диапазоне солености от пресной воды до 4‰ оставались практически неизменными (рис. 2.6.2). Как и в пресных водах пелагиали Невской губы, в слабо солоноватых водах восточной части Финского залива среди Cladocera доминировали *Bosmina longispina*, *B. crassicornis* и *Daphnia cristata*. Доля коловраток при повышении солености сначала снижалась до минимума (10%) при 0.37‰, а затем неуклонно возрастала за счет массового развития солоноватоводных форм, главным образом *Keratella cochlearis baltica* (рис. 2.6.2). Доля веслоногих ракообразных в общей биомассе зоопланктона эстуария, напротив, сначала возрастала до максимума (> 50%) при солености 0.37‰, а затем снова снижалась до уровня около 20% от общей биомассы. Эти изменения происходили на фоне преимущественного развития циклопов из родов *Mesocyclops* и *Thermocyclops* на всей акватории эстуария. В то же время, с увеличением солености воды наблюдалось также и массовое развитие в планктоне солоноватоводных рачков рода *Acartia*. Характер структурных перестроек в пелагическом сообществе эстуария в градиенте солености, тем не менее, был таков, что он приводил к закономерному снижению общей биомассы зоопланктона при увеличении солености воды (рис. 2.6.3).

Сопоставление полученных данных с результатами исследований, выполненных на других эстуариях и лагунах Балтики, свидетельствует об универсальности наблюдаемых закономерностей трансформации сообществ зоопланктона в градиенте солености воды, несмотря на специфику разных водоемов. Например, видовое богатство планктонных ракообразных в Куршском заливе (рис. 2.6.4), как и видовое разнообразие зоопланктона в восточной части Финского залива, было максимальным в средней части лагуны (Gasígnaité, 2000). Интересно отметить, однако, что максимальное таксономическое богатство планктонных ракообразных в Кур-

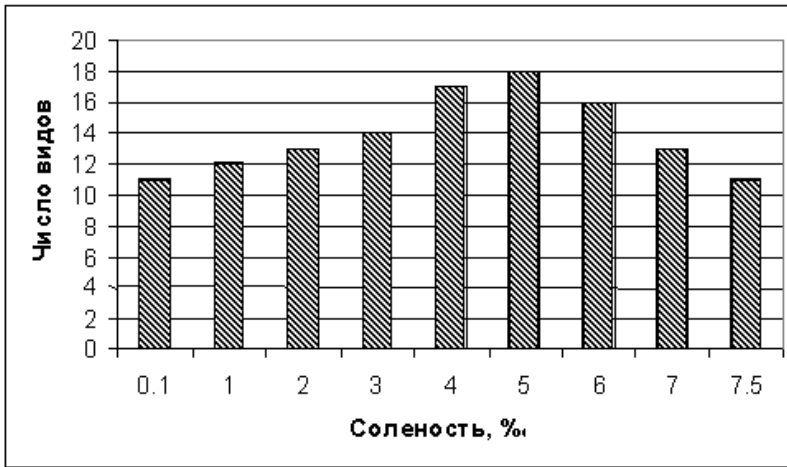


Рис. 2.6.4. Изменение числа видов планктонных ракообразных в градиенте солености воды в Куршском заливе (по данным из: Gasil'paité, 2000).

шском заливе (более 20 видов) отмечалось автором при солености 4–7‰, которая в значительной степени совпадает с диапазоном критической солености воды.

В то же время, динамика численности планктонных ракообразных в градиенте солености в Куршском заливе демонстрировала такую же тенденцию, что и в эстуарии р. Нева, т.е. численность ракообразных снижалась с ростом солености воды (рис. 2.6.5).

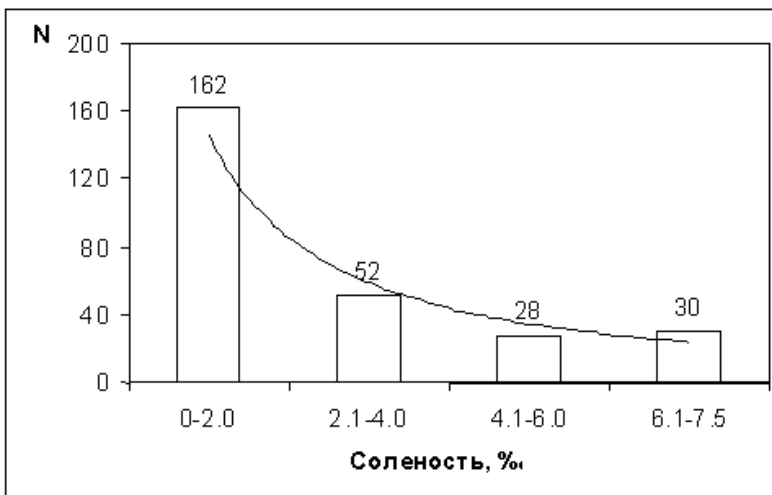


Рис. 2.6.5. Динамика численности планктонных ракообразных (N, экз./л) в градиенте солености воды в Куршском заливе (по данным из: Gasil'paité, 2000).

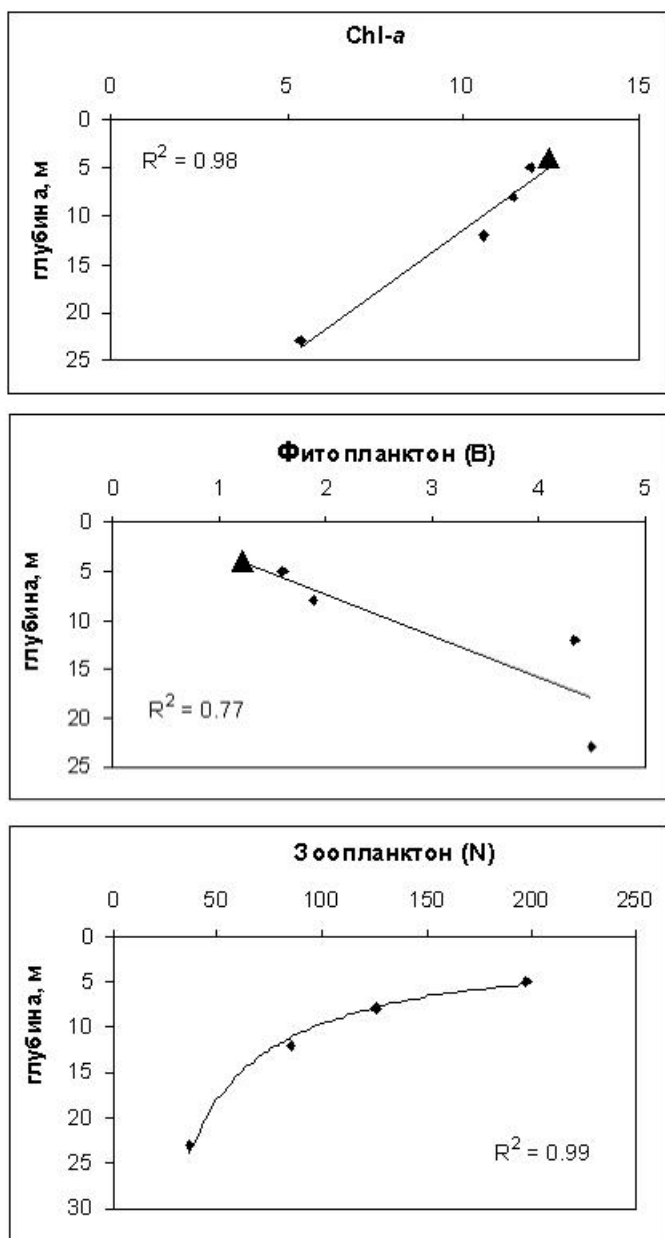


Рис. 2.6.6. Концентрация хлорофилла *a* (Chl-*a*, мкг·л⁻¹), фитопланктона (*B*, мг·л⁻¹) и зоопланктона (*N*, экз·л⁻¹) на станциях с разной глубиной в эстуарии реки Невы (по данным из: Telesh et al., 1999).

Треугольники — данные для Невской губы, квадраты — для восточной части Финского залива; точки — среднее из 3–6 пар значений.

Как уже упоминалось выше, геоморфологические характеристики водоема играют важную роль в формировании пелагических сообществ. Результаты полевых наблюдений показали, что изменения концентрации хлорофилла *a*, биомассы фитопланктона и численности зоопланктона в градиенте глубин в экосистеме эстуария реки Невы (рис. 2.6.6) отражают, по-видимому, суммарное воздействие комплекса этих факторов на планктонные сообщества (Телеш, 2006б). Например, мелководные станции обычно расположены в условиях большей трофности и пониженного водообмена по сравнению с более глубоководными станциями. Разнонаправленный характер зависимости концентрации хлорофилла *a* (отрицательная зависимость) и биомассы фитопланктона (положительная зависимость) от глубины станции объясняется разным видовым составом сообщества фитопланктона на этих акваториях (Nikulina, 2003). Отрицательная связь численности зоопланктона с глубиной станции также определяется видовым составом сообщества: на мелководных станциях в условиях большей проточности доминируют коловратки, а на более глубоководных — ветвистоусые и веслоногие ракообразные (Телеш, 2006б).

Таким образом, видовой состав и структура сообществ зоопланктона варьируют в пределах эстуария реки Невы в зависимости от геоморфологических условий, а также под воздействием сложного комплекса взаимосвязанных абиотических и биотических факторов.

2.7. ЗООБЕНТОС ОТКРЫТЫХ ВОД ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Невская губа

В 1994–2005 гг. в открытой части эстуария р.Невы обнаружено 188 видов и надвидовых таксонов донных животных, из них в Невской губе в этот период отмечено 127, а в восточной части Финского залива — 129 видов и надвидовых таксонов донных животных. 68 из 188 таксонов — общие для этих участков эстуария и населяют в восточной части Финского залива Копорскую, Лужскую губу и Выборгский залив (табл. 2.7.1).

Наиболее разнообразно в Невской губе представлены олигохеты (54 вида), хирономиды (29 видов), двустворчатые и брюхоногие моллюски (21 вид). Ручейников обнаружено 7, пиявок — 6, ракообразных — 5 видов, поденок — 1 вид, кл. Arphanopeuga — 1 вид. Кишечнополостные, турбеллярии и водяные клещи до вида не определялись. Большинство отмеченных видов имеет широкое географическое распространение (всесветное, Голарктика, Палеарктика), и неоднократно указывалось в предыдущие годы (Финогенова и др., 1987; Финогенова и др., 1999).

При исследованиях 1982–1984 гг. в открытой части Невской губы было встречено около 100 видов донных животных. По сравнению с 1980-ми годами в 1994–2005 гг. увеличилось видовое богатство олигохет, моллюсков и хирономид.

Постоянным компонентом бентоса открытой части Невской губы в 1994–2005 гг. были тубифициды *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis*, *Pothamothrix moldaviensis*. Они встречались на всех типах грунтов (присутствовали во всех пробах в течение всего периода наблюдений). Роль *Tubifex tubifex*, широко распространенного в Невской губе в 1980-е, в 1990-е годы заметно снизилась (встречался единично на отдельных станциях). Повсеместно отмечены виды рода *Aulodrilus*: *A. japonicus*, *A. limnobius* и *A. pigueti*.

Наидиды *Stylaria lacustris*, *Arcteonais lomondi*, *Piguetiella blanci*, *Nais communis*, *Nais pardalis*, *Nais variabilis*, *Specaria josinae*, *Chaetogaster diaphanus* встречались в большинстве изученных биотопов. В первые годы XXI в. массового развития на акватории Невской губы получили мелкие наидиды *Vejdovskyella intermedia*. Особенно это заметно по материалам тех лет, когда сбор проб осуществлялся в июне или начале июля (2001, 2004 гг.): вид был зарегистрирован на всех станциях и достигал экстремально высоких показателей численности (более 209 тыс. экз./м² что составляло 81% от численности всех олигохет). В 2001 г. впервые был отмечен *Chaetogaster setosus* — довольно редкий чистоводный вид, известный из Онежского озера. В 2005 г. в открытой части Невской губы впервые был обнаружен *Nais christinae* — редкий вид, описанный в 1973 г. из польских озер вблизи г. Конин (Konin). В прибрежье Невской губы этот вид образует устойчивую попу-

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив							
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть					
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м		
Класс Clitellata										
Подкласс Oligochaeta										
Отр. Naidomorpha										
Сем. Naididae										
<i>Sylaria lacustris</i> (Linnaeus)	+	+	+	+			+			
<i>Ripistes parasita</i> (Schmidt)	+	+	+	+						
<i>Arcteonais lomondi</i> (Martin)										
<i>Vejdovskyaella comata</i> (Vejdovský)										
<i>V. intermedia</i> (Bretscher)	+	+	+	+			+			
<i>V. macrochaeta</i> (Lastočkin)										
<i>Slavina appendiculata</i> (Udekem)	+	+	+	+						
<i>Piguetiella blanci</i> (Piguet)	+	+		+						
<i>Dero digitata</i> (Müller)				+					+	
<i>Nais barbata</i> Müller	+	+		+						
<i>N. behningi</i> Michaelsen	+	+		+						
<i>N. bretscheri</i> Michaelsen	+	+		+						
<i>N. christinae</i> Kasprzak	+	+		+						
<i>N. communis</i> Piguet	+	+		+						
<i>N. elinguis</i> Müller	+	+		+						
<i>N. pardalis</i> Piguet	+	+		+						
<i>N. pseudobtusa</i> Piguet	+	+		+						
<i>N. simplex</i> Piguet	+	+		+						
<i>N. variabilis</i> Piguet	+	+		+						
<i>Specaria josinae</i> (Vejdovský)	+	+		+						
<i>Ophidonais serpentina</i> (Müller)	+	+		+						
<i>Uncinatis uncinata</i> (Oersted)	+	+		+						

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив						
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть				
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м	
Отр. Lumbricomorpha									
Сем. Lumbriculidae									
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller)		+	+						
<i>Lamprodrilus isoporus</i> Michaelsen		+	+						
<i>Stylogdrilus heringianus</i> Claparède		+	+						
Сем. Lumbricidae									
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny)			+						
Подкласс Hirudinea									
Отр. Rhynchobdellida									
Сем. Glossiphoniidae									
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus)	+	+	+						
<i>G. heteroclitia</i> (Linnaeus)	+	+	+						
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus)	+	+	+						
Сем. Piscicolidae									
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus)	+	+	+						
Отр. Arhynchobdellida									
Сем. Erpobdellidae									
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus)	+	+	+						
<i>E. testacea</i> (Savigny)		+							
Тип Nemertea									
<i>Cyanophthalma obscura</i> Schultze								+	
<i>Prostoma puteale</i> Beauchamp		+						+	
Тип Mollusca									
Класс Bivalvia									
Отр. Unioniiformes									
Сем. Unionidae									+
<i>Tumidiana conus</i> (Spengler)		+							

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив					
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть			
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	
<i>Pisidium</i> sp.	+			+				
<i>Europisidium tenuilineatum</i> (Stelfox)	+	+						
<i>Neopisidium moitessierianum</i> (Paladilhe)		+						
Сем. Euglesidae								
<i>Conventus conventus</i> (Clessin)		+						
<i>Henslowiana suecica</i> (Clessin)		+						
<i>Euglesa casertana</i> (Poli)	+							
<i>E. ponderosa</i> (Stelfox)	+							
<i>E. sp. 1</i>	+			+				
<i>E. sp. 2</i>								
Класс Gastropoda								
Отр. Neritopsiformes								
Сем. Neritidae								
<i>Teodoxus fluvialis</i> (Linnaeus)				+				
Отр. Ectobranchia								
Сем. Valvatidae								
<i>Valvata cristata</i> (Müller)								
<i>V. sp.</i>	+			+				
<i>Cincinna pulchella</i> (Studer)	+			+				
<i>C. depressa</i> (Pfeiffer)	+			+				
<i>C. piscinalis</i> (Müller)		+						
<i>Borysthenia</i> sp.								
Отр. Vivipariformes								
Сем. Viviparidae								
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus)	+	+		+				
<i>V. contectus</i> (Millet)	+			+				

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив						
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть				
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м	
Отр. Rissoiformes									
Сем. Bithyniidae									
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus)	+	+	+	+	+				
<i>Codiella leachi</i> (Sheppard)	+		+	+					
Сем. Tateidae									
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray)			+	+					
Отр. Lymnaeiformes									
Сем. Acroloxidae									
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus)	+								
Сем. Lymnaeidae									
<i>Lymnaea glutinosa</i> (Müller)	+								
<i>L. ovata</i> (Draparnaud)	+		+						
<i>L. stagnalis</i> (Linnaeus)	+		+						
<i>L. sp.</i>	+		+						
<i>L. sp. 1</i>				+					
<i>L. sp. 2</i>				+					
Сем. Planorbidae									
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus)	+		+						
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus)	+		+						
<i>A. albus</i> (Müller)	+								
<i>A. contortus</i> (Linnaeus)	+								
<i>A. sp.</i>	+								
<i>Armiger crista</i> (Linnaeus)	+								
Сем. Bulinidae									
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus)	+		+						
Сем. Physidae									
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus)	+		+						

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив						
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть				
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м	
Тип Arthropoda									
Класс Arachnida									
Отр. Acariformes n/det.	+	+	+						
Класс Maxillopoda									
Отр. Sessilia									
Сем. Balanidae									
<i>Balanus improvisus</i> Darwin			+						
Класс Malacostraca									
Отр. Mysida									
Сем. Mysidae									
<i>Mysis relicta</i> Loven									+
<i>Neomysis integer</i> (Leach)			+						+
Отр. Isopoda	+								
Сем. Chaetiliidae									
<i>Saduria entomon</i> (Linnaeus)									+
Сем. Janiridae									
<i>Jaera albifrons</i> Leach									+
<i>J. prae-hirsuta</i> Forsman			+						+
<i>J. ischiosetosa</i> Forsman			+						+
<i>J. sarsi</i> Valkanov									
Сем. Asellidae									
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus)									
Отр. Amphipoda									
Сем. Corophiidae									
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (Sars)									+
<i>Corophium volutator</i> (Pallas)			+						+

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив					
	Прибрежье	Открытая часть	Прибрежье	Открытая часть				
	0-2 м		0-2 м	3-8 м	10-15 м	16-25 м	26-35 м	глубже 35 м
<i>Orthocladius gr. rubicundus</i>	+	+						
<i>Cricotopus algarum</i> (Kieffer)			+					
<i>C. binctus</i> (Meigen)	+		+					
<i>C. fuscus</i> (Kieffer)			+					
<i>C. latidentatus</i> Tshernovskij			+	+				
<i>C. sylvestris</i> (Fabricius)	+		+					
<i>C. gr. festivellus</i>			+					
<i>C. gr. intersectus</i>	+		+					
<i>C. gr. laricomalis</i>	+		+					
<i>C. gr. reversus</i>	+		+					
<i>C. gr. tremulus</i>	+		+					
<i>C. sp.</i>								
<i>Parametrioctenemus boreoalpinus</i> Gouin in Gouin and Thienemann	+							
<i>Trichocladius inaequalis</i> Kieffer in Zavrel	+	+						
<i>Psectrocladius simulans</i> (Johannsen)	+	+						
<i>P. pilopterus</i> (Kieffer in Kieffer and Thienemann)	+	+						
<i>P. obvius</i> (Walker)	+							
<i>P. barbimanus</i> (Edwards)	+							
<i>P. bisetus</i> Goetghebuer	+							
<i>P. sordidellus</i> (Zetterstedt)	+							
<i>P. sp.</i>								
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer)								
<i>Eukiefferiella</i> sp.								
<i>Corynoneura scutellata</i> Winnertz	+							
<i>C. celeripes</i> Winnertz	+							

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив						
	Прибрежье 0–2 м	Открытая часть	Прибрежье		Открытая часть				
			0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м	
Подсем. Chironominae, гриба Tanytarsini									
<i>Tanytarsus excavatus</i> Edwards	+		+						
<i>T. verralli</i> Goetghebuer	+		+		+				
<i>T. medius</i> Reiss et Fittkau	+		+		+				
<i>T. gr. lestagei</i> Goetghebuer	+		+		+				
<i>T. pallidicornis</i> (Walker)	+		+		+				
<i>T. sp.</i>	+		+		+				
<i>Paratanytarsus quintuplex</i> Kieffer	+		+		+				
<i>P. austriacus</i> (Kieffer in Albrecht)	+		+		+				
<i>P. sp.</i>	+		+		+				
<i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i> (Walker)	+		+		+				+
<i>C. sp.</i>	+		+		+				
<i>Rheotanytarsus curtistylus</i> (Goetghebuer)	+		+		+				
<i>R. sp.</i>	+		+		+				
<i>Micropsectra curvicornis</i> Tshernovskij					+	+			
<i>M. sp.</i>					+	+			
Подсем. Chironominae, гриба Chironomini									
<i>Chironomus</i> f. <i>l. plumosus</i>	+		+		+				
<i>C. (Chironomus) plumosus</i> (Linnaeus)	+		+		+				+
<i>C. (Camptochironomus) tentans</i> Fabricius	+		+		+				
<i>C. (Lobochironomus) carbonarius</i> Meigen	+		+		+				
<i>C. (Lobochironomus) dorsalis</i> Meigen	+		+		+				
<i>Cryptochironomus tshernovskii</i> Vertshinin	+		+		+				
<i>C. defectus</i> (Kieffer)	+		+		+				
<i>C. obreptans</i> (Walker)	+		+		+				
<i>C. sp.</i>	+		+		+				

Продолжение таблицы 2.7.1

Вид	Невская губа		Финский залив					
	Прибрежье	Открытая часть	Прибрежье	Открытая часть				
	0–2 м		0–2 м	3–8 м	10–15 м	16–25 м	26–35 м	глубже 35 м
<i>Demicyptochironomus vulneratus</i> (Zetterstedt)	+	+	+					
<i>Harnischia curtilamellata</i> (Malloch)	+	+						
<i>Paracladopelma camptolabis</i> (Kieffer)		+	+					
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus)	+	+						
<i>Parachironomus biannulatus</i> (Staeger)	+	+						
<i>P. gracilior</i> (Kieffer)				+				
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger)	+	+	+		+			
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen)	+	+						
<i>Synendotendipes impar</i> (Walker)	+	+		+				
<i>S. dispar</i> (Meigen)	+	+						
<i>Endochironomus stackelbergi</i> Goetghebuer	+	+						
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius)	+	+						
<i>Glyptotendipes barbipes</i> (Staeger)	+	+						
<i>G. glaucus</i> (Meigen)	+	+						
<i>G. caulinellus</i> (Kieffer)	+	+						
<i>G. paripes</i> (Edwards)	+	+		+				+
<i>Polypedilum (Polypedilum) nubeculosum</i> (Meigen)	+	+						
<i>Polypedilum (Pentapedilum) exectum</i> (Kieffer)	+	+						
<i>P. (Tripodura) scalaenum</i> (Schränk)	+	+		+				+
<i>P. (Tripodura) bicrenatum</i> Kieffer	+	+		+				+
<i>P. sp.</i>				+				+
<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer)	+	+		+				+
<i>Omisus caledonicus</i> (Edwards)	+	+		+				+
<i>Stictochironomus crassiforceps</i> (Kieffer)	+	+		+				+

ляцию в районе г. Петродворца на глубине около 0.5 м. В открытой части губы его находки единичны.

Как и прежде, в восточных районах Невской губы широко распространены *Lamprodrilus isoporus*, численность которого достигала 4 тыс. экз./м². Представители сем. Enchitraeidae и *Propappus volki* (сем. Propappidae) отмечались эпизодически.

В составе олигохет Невской губы присутствовали представители понто — каспийского лиманного комплекса: *Paranais frici*, *Potamothrix moldaviensis* и *Potamothrix vej dovskyi*. *Paranais frici* и *Potamothrix vej dovskyi* встречались единично, тогда как *Potamothrix moldaviensis* входил в число доминирующих видов. В настоящее время эти виды широко расселены по территории Европы и Сибири, а также завезены в Северную Америку в район Великих озер. В Невской губе они являются вполне натурализовавшимися членами бентосных сообществ. Единичные находки солоноватоводных видов рода *Paranais*: *P. botniensis*, *P. frici*, *P. litoralis* и *Potamothrix vej dovskyi* связаны с затоками в Невскую губу солоноватых вод Финского залива.

Из хирономид наиболее обычны и распространены по всей акватории губы *Procladius ferrugineus*, *Procladius choreus*, *Chironomus* f. *l. plumosus* и *Cryptochironomus defectus*, а на чистых и заиленных песках бара многочисленны также *Psectrocladius simulans*, *Cladotanytarsus mancus*, *Microtendipes pedellus*.

По результатам наших исследований фаунистический список открытой части Невской губы дополнен видами олигохет *Vej dovskyella macrochaeta*, *Nais christinae*, *Nais pseudobtusa*, *Paranais botniensis*, *Chaetogaster setosus*, *Pristina aequisetata*, *Pristina foreli*, *Pristinella bilobata*, *Pristinella rosea*, *Potamothrix vej dovskyi*, *Eiseniella tetraedra* и хирономид *Diamesa* sp., *Prodiamesa olivacea*, *Paratrachocladus inaequalis*, *Demicryptochironomus vulneratus*, *Cryptocladopelma viridula*, *Parachironomus biannulatus*. Перечисленные виды можно охарактеризовать как редкие для данного водоема.

Мелкие двустворчатые моллюски, среди которых наиболее массовы и обычны пизидииды *Henslowiana suecica*, *Cingulipisidium fedderseni*, *Europisidium tenuilineatum*, *Pisidium amnicum* и сферииды *Amesoda draparnaldi*, достигали наибольшего развития в центральной части губы и юго-восточном районе бара. По всей губе, кроме устья р. Невы, распространены крупные двустворчатые моллюски *Tumidiana conus*, *Colletopterum subcirculare*. Значительные их поселения были обнаружены на серых илах западной части губы, включая районы строительства северных и южных частей защитных сооружений, а также у о. Верперлуда и местами на заиленных песках бара.

В отдельные годы в открытой части губы встречалась амфипода *Gmelinoides fasciatus* — байкальский вселенец, характерный для побережья Невской губы и Финского залива.

На отдельных участках губы спорадически встречались также Ceratorogonidae, Turbellaria, личинки ручейников, пиявки и регулярно отмечались водяные клещи.

Роль этих животных ввиду их малочисленности невелика. Пиявки в основном были приурочены к местам скоплений олигохет (в районе порта, в зоне влияния стоков с очистных сооружений, у Петродворца), которые являются объектом их питания. Здесь же повышалась и численность водяных клещей. Реликтовый рак *Pallasea quadrispinosa* встречался в 1996–2005 гг. в северной части транзитной зоны и вдоль морского канала, но численность его была очень низка и не превышала 8–20 экз./м². Реликтовые формы высших раков *Monoporeia affinis* и *Mysis relicta*, отмеченные в губе в начале XX столетия (Скориков, 1910), а по данным других, более поздних исследований (Дерюгин, 1922; Дерюгин, 1923; Дерюгин, 1947; Материалы..., 1949; Коколия, Цветкова, 1963; Кириллова, 1968; Алексеева, 1986; Финогенова и др., 1987; Финогенова и др., 1999а, 1999б) в 1990-е годы не были обнаружены.

Наиболее разнообразная фауна в 1994–2005 гг. характерна для заиленных песков. Здесь представлены все группы бентоса, но больший вклад в видовое богатство вносили олигохеты сем. Naididae (до 15 видов в пробе) и личинки хирономид (до 9 видов в пробе). Самые бедные сообщества обнаружены на глине. На данном субстрате преобладали олигохеты сем. Tubificidae, единично встречались пиявки, мелкие двустворки, водяные клещи и личинки хирономид *Procladius ferrugineus*.

Наибольшее видовое богатство (22–35 видов бентоса на одной станции) и видовое разнообразие зообентоса (индекс Шеннона от 3.04 до 3.7 бит./экз.) наблюдали в 1994–2005 гг. в зоне наибольшей проточности Невской губы (станции 7, 9, 11, рис. 1 в разделе «Материал и методика»). Наименьшее видовое богатство (5–12 видов бентоса на одной станции) и видовое разнообразие (1.14–1.87 бит./экз.) отмечено в районе Санкт-Петербургского торгового порта. Малое число видов (10–14 видов бентоса на одной станции) и низкие индексы Шеннона (1.8–1.9 бит./экз.) отмечали также у южного берега губы вблизи г. Петродворца и г. Ломоносова, у северного берега губы вблизи пос. Лахта, северных ворот дамбы и у о. Котлин.

Фауна донных животных открытой части Невской губы в 1995–2005 гг. (129 видов) отличалась от фауны 1980-х годов (100 видов) большим видовым богатством олигохет, хирономид и моллюсков. Характерными чертами зообентоса открытой части Невской губы в 1982–1984 гг. были экстремально высокие биомассы (близкие к 1 кг/м²) олигохет и мелких двустворчатых моллюсков *Sphaerium scaldianum*, *Pisidium henslovanum*, *P. casertanum* в восточном районе (разрез Лахта – Стрельна), особенно в области бара и отчетливый градиент с понижением величин биомассы зообентоса с востока на запад (Алексеева, 1986; Финогенова и др., 1987, 1999а, 1999б).

С начала 90-х годов XX века в восточном и центральном участках транзитной зоны Невской губы биомасса зообентоса уменьшалась. Особенно значительно было снижение ее в области бара в основном за счет пизидиид, биомасса которых уменьшилась с 258.3 до 4.7 г/м². Если в 1982–1984 гг. биомасса бентоса

в восточной части Невской губы составляла на ст. 9 (рис. 1 в разделе «Материал и методика») от 741 до 1069 г/м², в районе пос. Лахта 121 — 295 г/м², то в 1998 г. она снизилась до 3 г/м² и 3.93 г/м², т.е. в 295 и 63 раза соответственно.

Одновременно в 1982–1984 гг. наметилась тенденция увеличения биомассы зообентоса в западных участках губы на станциях 42 вблизи пос. Лисий Нос, 43(15*) у о. Котлин и 17 вблизи г. Ломоносов (рис. 1 в разделе «Материал и методика»), в 1984 г. она составляла на этих станциях 10.3, 27.2 и 31.3 г/м² соответственно (Финогенова и др., 1987).

В 1990-е годы тенденция увеличения биомассы зообентоса в западных участках губы усилилась. Увеличение биомассы зообентоса в западных участках Невской губы в 1990-е годы происходило за счет развития крупных двустворчатых моллюсков унионид, редко встречавшихся в 1980-е годы. В 1998 г. у пос. Лисий Нос биомасса бентоса возросла почти в 10 раз (96 г/м²), у о. Котлин более чем в 6 раз (171 г/м²), вблизи г. Ломоносова увеличилась более чем на порядок (478 г/м²). Доля биомассы унионид в 1998 г. составляла от 83 до 97% от суммарной биомассы зообентоса. Аналогичные сообщества донных животных, основную долю биомассы которых составляли униониды, наблюдали в 1990-е гг. вблизи северо-западного участка дамбы — 356 г/м², на западе центральной части Невской губы — 210 г/м². На юго-западе в районе г. Петродворец в 1996 г. биомассу бентоса (252 г/м²), более чем на 93% составляли униониды (235 г/м²). По данным К.М. Дерюгина (1947), биомасса бентоса (280 г/м²) в районе Петергофа в 1930-е годы была немногим выше, чем в 1990-е и также как и в 1990-е более чем 93.8% составляли униониды (262 г/м²), в 1935–1937 гг. их биомасса была немногим ниже, чем в 1990-е годы — 174 г•м⁻² (Материалы..., 1949).

В те же годы отмечено появление сапробных олигохет *Tubifex* на дне морского канала Невской губы (Дерюгин, 1947). В 1935–1937 гг. в морском канале олигохеты доминировали в бентосе по численности (92.7%) и биомассе (92.8%), причем основную массу олигохет составляли *Tubifex tubifex*, указывающие на сильное загрязнение. Кроме олигохет на дне морского канала обитали мелкие двустворчки р. *Pisidium* и хирономиды р. *Procladius* и р. *Cryptochironomus* (Материалы..., 1949).

В открытой части Невской губы в 1935–1937 гг. было найдено 70 видов донных животных и по всей губе, за исключением морского канала, по биомассе доминировали крупные моллюски *Unio*, *Anodonta* и *Viviparus*, а по численности олигохеты, пизидииды и хирономиды (Материалы..., 1949).

В 1960-е годы в зообентосе Невской губы произошли заметные изменения, характерные ранее олиго- и β-мезосапробные сообщества донных животных заменили альфамезосапробные. Отмечалось вытеснение олиго- и β-мезосапробных видов, в частности реликтовых раков и моллюсков *Valvata piscinalis* альфамезосапробными *Sphaerium corneum*, пиявками и тубифицидами (Алимов, 1968, Гусев и др., 1968, Кириллова, 1968, Коколия, Цветкова, 1968). Тубифициды были распространены по всей акватории Невской губы и образовывали массовые скопле-

ния до 1157 г/м² (Коколия, Цветкова, 1963), 976 г/м² (Кириллова, 1967) в восточном устьевом районе.

В 1970-е годы общее число таксонов, отмеченных в Невской губе в 1937 г., сократилось почти в 4 раза. Из состава бентоса исчезло около 100 видов и форм, было обнаружено всего 35 видов (Салазкин, 1982). Не встречались реликтовые ракообразные, ручейники, доминировали показатели альфамезосапробной фауны — олигохеты р. *Limnodrilus*, *Tubifex tubifex*, моллюски *Sphaerium corneum*, хирономиды *T. mancus*, *Procladius*, *Cryptochironomus defectus*. Снижение числа видов донных животных в Невской губе происходило главным образом за счет исчезновения оксифильных организмов, не переносящих загрязнения грунтов нефтепродуктами и другими компонентами сточных вод. По данным А.А. Салазкина (1982) биомасса зообентоса в Невской губе в 1975–1976 гг. была низка и максимальная ее величина отмечена в районе Петродворца (54.63 г/м²), а минимальная (2.46 г/м²) на песчаном створе Ломоносов – Лисий Нос, что значительно ниже, чем в предыдущие и последующие годы наблюдений. В бентосе всей губы доминировали олигохеты. На их долю приходилось 90% численности и 60–70% от суммарной биомассы донных животных (Салазкин, 1982).

В 1980-е годы по всей открытой части Невской губы на всех типах грунтов преобладали олигохеты и мелкие двустворчатые моллюски, их биомасса почти повсеместно превышала 90%, лишь изредка снижаясь до 70–85% от общей биомассы зообентоса (Алексеева, 1986; Финогенова и др., 1987).

В 1994–2005 гг. численность зообентоса в среднем для акватории Невской губы изменялась от 11 320 до 61 126 экз./м². По численности доминировали олигохеты — от 9249 до 59 225 экз./м², составляя от 80.4 до 96.9% от общей численности зообентоса. Сообщество олигохет на всей акватории губы, кроме бара и отдельных станций в центре и на западе, состояло на 50–70%, а в порту на 80% из популяций *Limnodrilus hoffmeisteri* и *Potamothrix hammoniensis* — высоко продуктивных видов, показателей органического и токсического загрязнения. На бере и

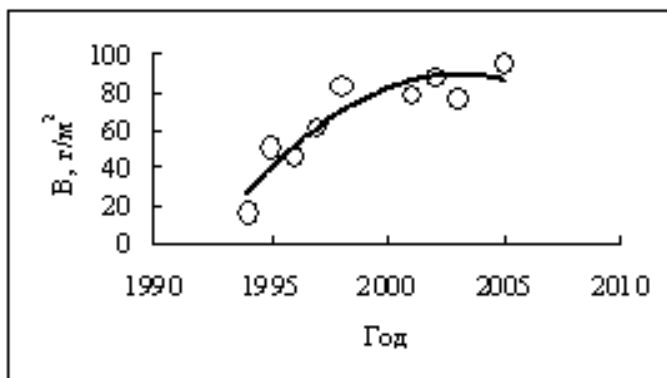


Рис. 2.7.1. Изменение биомассы зообентоса в Невской губе в 1994–2005 гг.

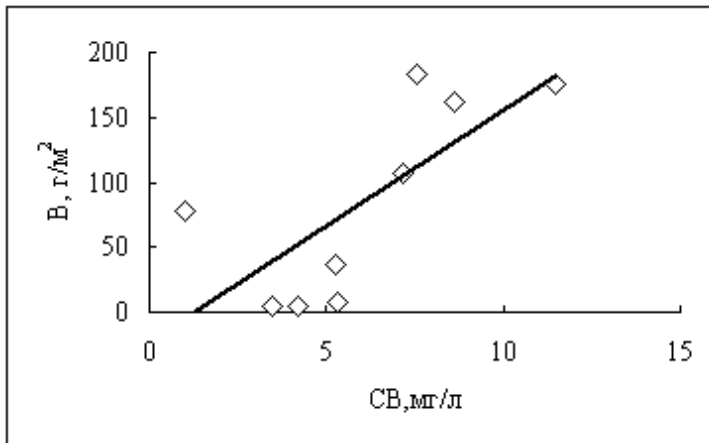


Рис. 2.7.2. Зависимость биомассы униионид от концентрации сестона (СВ) в Невской губе в 1997 г.

прибаровой области были широко представлены виды, присущие мезотрофным водоемам *Lamprodrilus isoporus*, *Tubifex newaensis*, наидиды.

Возрастание биомассы зообентоса Невской губы в 1994–2005 гг. (рис. 2.7.1) в значительной мере определялось расселением униионид. Начиная с 1995 г. биомасса этих крупных двустворчатых моллюсков в среднем для акватории Невской губы возрастала с 34.46 в 1995 до 84.53 г/м² в 2005 г., составляя 64.7–92.9% от общей биомассы зообентоса за исключением 2004 г., когда доля униионид была низка — 10.5%, от суммарной биомассы зообентоса. Высокие биомассы униионид в Невской губе, как правило, зависели от концентрации сестона в воде и возрастали с его увеличением (рис. 2.7.2).

Биомасса мелких двустворчатых моллюсков пизидид в годы исследований была низка (0.02–2.9 г/м²) и составляла 0.02–8.6% от суммарной биомассы зообентоса. Биомасса «мягкого» бентоса, более 95% которого приходилось на долю олигохет, изменялась в 1995–2005 гг. от 5 до 16.09 г/м², составляя от 6.5 до 80.9% (в 2004 г.) от суммарной биомассы бентоса.

Восточная часть Финского залива

В открытых районах (глубины более 10 м) восточной части Финского залива обнаружено 73 таксона донных беспозвоночных (табл. 2.7.1). Наибольший вклад в видовое разнообразие вносили олигохеты. Всего было найдено 30 видов олигохет. Представители сем. Enchytraeidae не были определены до вида из-за отсутствия достаточного количества половозрелых экземпляров. Всего на долю олигохет приходилось более 40% от общего числа найденных видов и форм. Наиболее богата фауна олигохет была в мелководных районах с глубинами менее 15 м, где

отмечено 28 видов. С увеличением глубины количество видов олигохет резко сокращалось. Самые широко распространенные виды — наидиды *Nais elinguis* и *Paranais* spp. — встречались на всей обследованной акватории залива, включая глубоководные районы. На глубинах 10–30 м значительную роль играли представители сем. Tubificidae, из которых наиболее часто встречались *Heterochaeta costata*, *Potamothrix hammoniensis* и *Psammoryctides barbatus*. В фаунистическом отношении интересны находки в начале 2000-х годов новых для восточных участков Финского залива видов морских тубифицид: *Spiridion insigne* Knöllner, 1935* и *Tubificoides pseudogaster*, ранее известных только из западных районов Балтийского моря. *S. insigne* впервые была обнаружена в 2002 г. в Копорской губе на глубине 13 м на крупном песке. В последующие годы регулярно отмечалась на песчано-каменистых грунтах Лужской и Копорской губ (максимальная численность 240 экз./м²), а также в районе пос. Ушково и г. Зеленогорска (до 720 экз./м²). *T. pseudogaster* впервые был определен Н.П. Финогеновой по сборам 2001 г. В настоящий момент *T. pseudogaster* образует процветающую, активно распространяющуюся популяцию в районе восточнее о. Сескар, где численность его в 2005 г. достигала 12738 экз./м².

Достаточно богато представлены также личинки хирономид (18 видов и личиночных форм). Однако распространение подавляющего большинства из них ограничено узкой полосой прибрежных мелководий выше изобаты 15 м. В более глубоких районах находки личинок хирономид были единичны и случайны. Относительно регулярно встречались только два вида *Procladius ferrugineus* и *Chironomus plumosus*. Аналогичное распределение характерно и для моллюсков. Из восьми видов семь были встречены на глубинах менее 15 м. На остальной акватории были представлены только одним морским видом — *Macoma balthica*.

Более широко распространены в восточной части Финского залива ракообразные, представленные 10 видами. Бокоплавы *Corophium volutator*, *Gammarus* spp. и равноногий рачок *Jaera* aff. *albifrons* встречались преимущественно на слабо заиленных грунтах (пески, глина, железо-марганцевые конкреции), преобладающих в относительно мелководных районах с глубинами до 30 м. Илы, занимающие большую площадь глубоководной зоны залива, населены солоноватоводными видами ледниковых реликтовых ракообразных — изоподой *Saduria entomon* и амфиподой *Monoporeia affinis*. У западной границы обследованной нами акватории в районе о. Гогланд на глубинах около 60 м к ним присоединяется морской реликтовый бокоплав *Pontoporeia femorata*.

Из трех видов полихет в настоящее время наиболее распространенным и многочисленным в восточной части Финского залива является вселившийся в 1996 г.

* В 1937 г. из Копорской губы Д.А. Ласточкиным был описан новый для науки вид *Spiridion scrobiculata* Lastočkin, 1937, ныне считающийся сомнительным ввиду краткости описания. Нигде больше этот вид не был найден. Особи *Spiridion* из наших сборов по своим морфологическим признакам соответствуют *Spiridion insigne* Knöllner, 1935.

североамериканский вид *Marenzelleria neglecta*. Обычный для глубоководных районов Балтийского моря вид *Bylgides sarsi* встречен только у западной границы исследованной нами акватории.

Немертины, мшанки, водяные клещи были представлены единичными видами и их вклад в общее видовое разнообразие бентоса незначителен.

Фауна открытых районов восточной части Финского залива носит переходный характер от пресноводной к морской и существенно беднее в качественном отношении, что типично для солоноватых водоемов (Remane, Schlipfer, 1971; Хлебович, 1974; Wolf, 1983; и др.). Уже вблизи о. Котлин исчезает большинство пресноводных видов, характерных для Невской губы, и появляется ряд крайне эвригалинных морских форм. По мере продвижения на запад с увеличением солёности происходит дальнейшее обеднение видового состава и постепенное замещение оставшихся пресноводных видов морскими и солоноватоводными.

Однако вследствие сильной солёностной и термической стратификации водной толщи указанные процессы смены фаун и обеднения видового состава в восточной части Финского залива связаны тесным образом с глубиной. Наибольшее видовое разнообразие наблюдали на мелководных участках с глубинами менее 20–25 м. Здесь отмечено 70 из 73 обнаруженных в открытых районах таксонов. Из них только 25, то есть около 35%, встречено в более глубоких районах. При этом значительная часть находок представлена единичными особями, вероятно, случайно занесёнными в открытую часть из прибрежной зоны. Ниже изобаты 35 м проникли лишь 14 обитающих в мелководных районах видов. Уменьшение числа видов с глубиной практически не компенсируется появлением новых. Только три вида найдено нами исключительно в глубоководных районах. Причём распространение всех их носит достаточно локальный характер. Типичные для глубоководных районов Балтийского моря бокоплавы *P. femorata* и полихеты *Bylgides sarsi*, как уже говорилось, встречаются только у западной границы исследованной акватории. Проникновению этих достаточно стеногалинных форм в эстуарий Невы препятствует низкая солёность. Третий вид — североморская олигохета *T. pseudogaster* — вероятно лишь недавно появился в восточной части Финского залива и в настоящее время населяет локальный участок дна на глубинах 33–37 м восточнее о. Сескар.

Таким образом, донная фауна глубоководной зоны восточной части Финского залива фактически лишена каких-либо специфических элементов и по сути дела представляет собой сильно обеднённый вариант фауны прибрежных мелководий. Причины этого следует искать в составе бентоса восточной части Финского залива. Здесь представлены все основные компоненты, выделяемые в фауне Балтийского моря (Зенкевич, 1963; Elmgren, 1984):

- обитатели пресных вод (личинки хирономид, брюхоногие моллюски и большинство олигохет);
- эвригалинные морские и солоноватоводные виды, характерные для эстуариев и литоральной зоны побережья Европейского континента (полихеты, олигохеты *H. costata*, *T. pseudogaster*, *S. insigne*, *Clitellio arenarius* и др., немертины

Cyanophthalma obscura, двустворчатый моллюск *M. balthica*, ракообразные *Balanus improvisus*, *Corophium volutator*, *Gammarus* spp., *Jaera* aff. *albifrons*, *Neomysis integer*);

- ледниковые реликты морского (бокоплав *P. femorata*) и солоноватоводного (ракообразные *M. affinis*, *Mysis relicta*, *S. entomon*) происхождения.

В макрозообентосе восточной части Финского залива преобладают пресноводные формы, составляющие более 60% от общего числа найденных видов. Вследствие вертикального градиента солености количество их быстро убывает с глубиной. Так в диапазоне глубин 10–15 м зарегистрировано около 42 видов пресноводных животных, на глубинах от 16 до 35 м только 14, а в более глубоких районах представлены практически только морские и солоноватоводные виды.

На долю обитателей эстуариев и морской литорали, приходится около $\frac{1}{3}$ обнаруженных в открытых районах залива видов. Менее значительная роль морских видов, по сравнению с пресноводными, в качественном составе характерна и для всей Восточной Балтики. Известно, что при продвижении в глубь Балтийского моря вместе с уменьшением солености воды из состава бентоса постепенно исчезают морские и солоноватоводные формы. Наиболее сильное обеднение донной фауны происходит в заливах Балтики, во внутренние части которых проникают только немногие крайне эвригалинные животные (Зенкевич, 1956, 1963; Ярвекюльг, 1979; и др.). Согласно А. Ярвекюльгу (1979), в Финском заливе резкая убыль морских и солоноватоводных видов имеет место как раз в западных участках исследованной нами акватории. Причины этого, однако, не ограничиваются только изменением одной солености. Проникновение на восток ряда морских форм лимитировано также более суровыми климатическими условиями, в частности низкой температурой воды (Segestrale, 1972; Ярвекюльг, 1979; Elmgren, 1984). Почти постоянное существование в восточной части Финского залива слоя очень холодных вод ниже летнего термоклина должно препятствовать заселению глубоководных участков морскими и солоноватоводными животными, представленными преимущественно довольно теплолюбивыми атлантическими литоральными, а также понто-каспийскими видами.

Таким образом, из-за неблагоприятного сочетания низкой температуры и повышенной солености глубоководные районы (примерно глубже 30 м), занимающие основную часть акватории, оказываются недоступными для подавляющего большинства обитающих в восточной части Финского залива донных беспозвоночных. Большая часть как пресноводных, так и морских форм сосредоточена на относительно незначительных по площади хорошо прогреваемых и сильно опресненных отмелях, расположенных вдоль берегов залива.

Из трех основных компонентов донной фауны только солоноватоводные ледниковые реликты, представленные всего несколькими видами ракообразных, находят для себя благоприятные условия в глубоководной районах. Они широко распространены в восточной части Финского залива и вплоть до недавнего времени господствовали на большей части его акватории.

Широкое распространение ледниковых реликтов считается еще одной причиной низкого разнообразия бентоса глубоководной зоны восточной части Финского залива. По мнению А. Ярвекюльга (1979), отсутствие в 1960-х гг. в открытых участках залива восточнее о. Гогланд олигохет и некоторых других донных беспозвоночных, встречающихся в других районах Балтийского моря на больших глубинах, было связано с выеданием их молоди ракообразными *M. affinis* и *S. entomon*. Наличие подобного рода взаимодействий в морских и пресноводных водоемах хорошо известно. Экспериментально доказано, что по этой причине в Балтийском море в местах массового развития *M. affinis* отсутствуют *M. balthica* (Segerstrale, 1978; Elmgren et al., 1986). В Ладожском озере выявлен антагонизм между *M. affinis* и личинками хирономид (Курашов, 1987). По-видимому, в качестве подтверждения этих взглядов следует рассматривать распространение и массовое развитие олигохет (сем. Naididae) в глубоководных районах Финского залива в современное время после резкого сокращения численности ледниковых реликтов в связи с развитием заморных явлений в придонных слоях воды.

Основным фактором, определяющим развитие макрозообентоса в открытых районах восточной части Финского залива в последние годы, является периодическое возникновение гипоксийно-аноксийных явлений, приводящих к гибели донных животных в глубоководных районах. Особенности современного количественного распределения макрозообентоса сформировались летом 2003 г., когда произошло резкое ухудшение кислородного режима, сопровождавшееся массовой гибелью животных бентоса, и образовались обширные лишенные жизни участки дна. По уровню количественного развития макрозообентоса на исследованной акватории могут быть выделены несколько районов.

Не затронутые замором мелководные участки у берегов залива с глубинами менее 25 м населены богатой в количественном отношении донной фауной. Общая биомасса макрозообентоса, как правило, превышает 10 г/м². Максимальная биомасса (до 128 г/м²) отмечена в Лужско-Копорском районе. По биомассе обычно доминируют морские двустворчатые моллюски *M. balthica*, на долю которых в среднем приходится более 70% от биомассы всего бентоса. На отдельных станциях значительную роль в бентосе играют полихеты *M. neglecta*. В местах значительного притока речных вод (район о. Котлин, Выборгский залив) макома исчезает, и на первое место по биомассе выходят эвригалинные представители пресноводной фауны — личинки хирономид *Ch. plumosus* и/или олигохеты (главным образом *P. hammoniensis*), достигающие здесь значительных количественных показателей (в районе о. Котлин до 20–30 тыс. экз./м² и 20–40 г/м²). По численности на всех станциях этой зоны доминировали олигохеты, из которых наиболее массовыми являлись *P. hammoniensis*, *H. costata*, *P. barbatus*, *N. elinguis*, *Paranais litoralis*.

В глубоководной зоне выделяется локальный участок восточнее о. Сескар (рис. 2.7.3), где в 2003 г. сохранялся относительно благоприятный газовый режим придонных вод. Численность и биомасса бентоса достигают здесь достаточно вы-

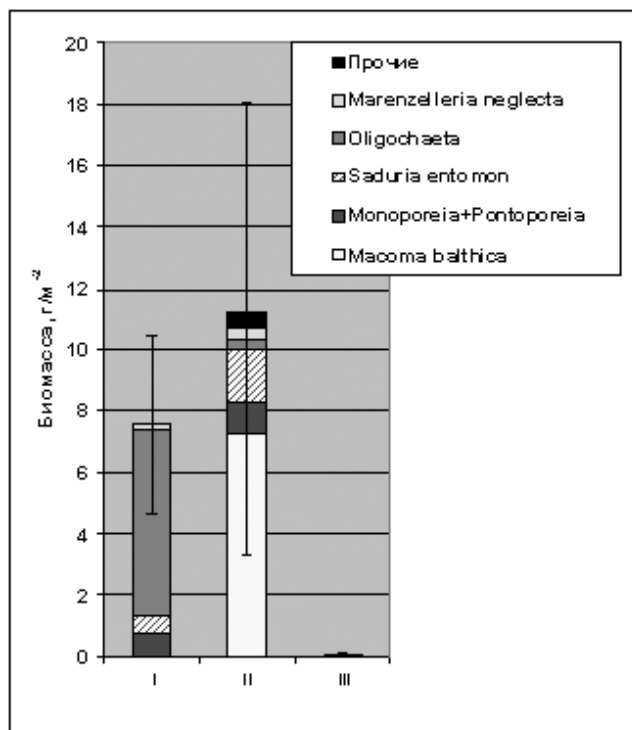


Рис. 2.7.3. Средняя биомасса ($\text{г}/\text{м}^2 \pm$ стандартная ошибка) животных макрозообентоса в глубоководных районах восточной части Финского залива в 2003–2006 гг.

I — район восточнее о. Сескар, II и III — соответственно слабо заиленные и илистые грунты остальной акватории глубоководной зоны.

соких величин (соответственно $12\,763$ экз./ м^2 и 23 $\text{г}/\text{м}^2$). В настоящее время этот район почти целиком заселен практически монокультурой *Tubificoides pseudogaster*. Только на одной станции в 2006 г. в заметных количествах были встречены ледниковые реликтовые ракообразные *M. affinis* (438 экз./ м^2 и $1,9$ $\text{г}/\text{м}^2$) и *S. entomon* (50 экз./ м^2 и $4,4$ $\text{г}/\text{м}^2$). Распространение и массовое развитие тубификоидеса наблюдалось нами в 2002–2006 гг. и сопровождалось вытеснением ледниковых реликтов, доминировавших в бентосе еще в начале 2000 г.

На остальной акватории глубоководной зоны, подвергшейся воздействию низких концентраций кислорода в 2003 г., значительные скопления донных животных встречены только на отдельных станциях, расположенных в гидродинамически активных районах, где залегают слабо заиленные песчаные и глинистые грунты с железомарганцевыми конкрециями (рис. 2.7.3). Численность и биомасса здесь варьировала в очень широких пределах: соответственно от 25 до 8320 экз./ м^2 и от $0,03$ до 128 $\text{г}/\text{м}^2$. Максимальные биомассы были приурочены к местам массово-

го развития *M. balthica*, на долю которых в среднем приходилось около 60% суммарной биомассы (рис. 2.7.3).

Большая часть дна глубоководной зоны покрыта илистыми осадками, населенными бентосом, сформировавшимся на освободившихся участках дна после замора. Местами донная макрофауна совершенно отсутствует. Более слабое развитие бентоса на илах объясняется худшими кислородными условиями вследствие потребления кислорода богатыми органическим веществом илистыми отложениями. Очевидно приведенные на рисунке 3 данные по растворенному кислороду, полученные со стандартного придонного гидрологического горизонта (то есть на расстоянии 1–2 м от дна), достаточно объективно отражают ситуацию только на поверхности не заиленных грунтов. На илах реальная ситуация существенно хуже. На это указывают также сильный сероводородный запах проб грунта и отсутствие окисленного слоя на поверхности донных осадков. Донные животные здесь представлены единичными особями *M. affinis*, *M. neglecta* и мелкими олигохетами сем. Naididae. Численность последних иногда достигает величин более 1000 экз./м². Однако в силу их незначительных размеров биомасса этих животных ничтожно мала. Общая биомасса бентоса в данном районе по данным 2003–2006 гг. не превышала 1 г/м², в среднем составляла всего 0.1 ± 0.03 г/м². Типичное местообитание наидид — литоральная зона, хотя в Балтийском море отдельные особи попадают вплоть до глубин около 50 м (Ярвекюльг, 1979; Тимм, 1987). Столь массовое развитие этих олигохет в глубоководной зоне восточной части Финского залива представляет собой очень интересное явление, аналога которому в литературе мы не нашли. По-видимому, это связано с низким разнообразием бентоса глубоководных районов залива. В частности, здесь очень слабо представлены виды, имеющие планктонную стадию жизненного цикла. Известно, что наидиды способны активно плавать в толще воды и часто встречаются в планктоне водоемов. У *P. litoralis* обнаружена морфологически отличающаяся особая мигрирующая форма, играющая важную роль в расселении этого вида (Nilsson et al., 2000). По-видимому, в бедной видами восточной части Финского залива наидиды выполняют роль аналогичную с имеющими планктонную личинку оппортунистическими видами полихет, быстро заселяющими впадины Балтийского моря в периоды улучшения кислородного режима (напр. Andersin et al., 1978; Laine et al., 1997). Плавающие черви могут легко переноситься течениями на большие расстояния. Эта особенность позволяет наидидам первыми успешно осваивать освободившиеся после заморозов участки дна и в условиях отсутствия конкурентов достигать на них массового развития.

2.8. МАКРОЗООБЕНТОС МЕЛКОВОДИЙ

Для мелководий восточной части Финского залива характерно наибольшее разнообразие донных биотопов, среди которых преобладают каменистые и смешанные грунты (подтип *3a*) и мобильные пески различного гранулометрического состава (*4a*). Вместе оба эти биотопа на различных участках за пределами КЗС занимают от 80 до 100% площади на глубинах 2–7 м (см. раздел 1.5). Регулярные гидробиологические исследования донных сообществ мелководий здесь начаты в 2000 г. (Bäck et al., 2001) на полигоне в районе пос. Солнечное-Ушково (рис. 1.5.4), и с 2004 г. ведутся регулярно на ежегодной и сезонной основе с применением различных модификаций легководолазной методики (см. Материал и методика) (Orlova et al., 2006). Ранее они ограничивались с моря 5-метровой изобатой, и по-прежнему большинство станций мониторинга Северо-Западного управления Гидрометслужбы (СУЗГМС) находятся в глубоководных частях акваторий. С берега гидробиологическими исследованиями была охвачена полоса от уреза воды до глубин 1.5–2 м (Orlova et al., 1999a). Отчасти это связано с методическими трудностями при сборе количественных проб в биотопах типа 4 и особенно 3 стандартными орудиями сбора — ковшовыми дночерпателями Ван-Вина и Петерсена. Поэтому не случайно, что лишь немногие публикации дают представление о количественных характеристиках донного населения отдельных участков мелководий (Иоффе, 1935; Титова и др., 1935; Кудерский, 1982; Анцулевич, Чивилев, 1990; Анцулевич, Лебардин, 1992; Orlova et al., 1999a; Bäck et al., 2001; Orlova, Panov, 2004; Orlova et al., 2006).

Для сравнительного описания поселений макрозообентоса на мелководьях восточной части Финского залива были использованы количественные сборы, выполненные: на акватории Курортного района в 1998 г. на профиле № 7 в районе пос. Зеленогорск (Orlova et al., 1999a) и в последствии на четырех профилях от уреза воды до глубины 5 м в 2000–2002 гг. в рамках российско-финского проекта «Littoral ecology...» (Bäck et al., 2001; Bäck et al., 2002); в 2004–2007 гг. там же и на станциях СУЗГМС 14, 16 и 5 в Невской губе и 19, 20 и 21 в центральной части акватории мелководного района (рис. 1.5.1).

Макрозообентос на мелководьях водоемов обычно представлен двумя группировками — перифитоном¹ и псаммоном в соответствии с преобладающими здесь

¹ Перифитон, также обрастание — термин «перифитон» (*греч.* пери- — вокруг, около и фитон — расти, обрастать) семантически эквивалентен русскому слову «обрастание». В настоящее время этот термин чаще используется по отношению к пресноводным сообществам и растительной части сообществ, тогда как «обрастание» — к морским сообществам и животной части морских и пресноводных сообществ (Протасов, 1982), для животной части сообществ используется также термин «зообрастание». Организмы, входящие в сообщества обрастания называются обрастателями, но более правильно было бы говорить об организмах сообщества обрастания. Это связано с тем, что обрастателями правомочно называть только те организмы, которые ведут прикрепленный образ жизни, и, таким образом, обрастают, срastaются с субстратом. Од-

типами биотопов — 3 и 4. Известно, что благодаря перифитону (обрастанию) на шельфе Мирового океана имеется зона (пояс) повышенной биомассы живых организмов, превосходящей таковую на более глубоководных участках в 100–1000 раз (Громов и др, 1996, цит. по: Railkin, 2004).

В случаях, когда основу обрастания составляют двустворчатые моллюски, этот пояс становится еще и естественным биофильтром водоема или его участка (Зенкевич, 1963; Bubinas, Viatonis, 2005). Для характеристики пространственного распределения и структурных особенностей перифитона, населяющего биотоп 3а использованы июльские материалы из Курортного района и материалы, собранные вдоль северного и южного побережий в 2004–2007 гг. (рис. 1.5.1), в июле 2007 г. были также собраны пробы обрастания в районе пропускных отверстий Комплекса защитных сооружений С.-Петербурга от наводнений (КЗС), со стороны Невской губы и залива.

Псаммон является второй по значению на мелководьях группировкой донных организмов. Отмечено, что микро- и мезо-псаммон в супралиторали, прибрежье и на мелководьях морских и пресноводных экосистем отличается высоким разнообразием и может достигать высоких биомасс (Калесник, 1968; Bielańska-Grajner, 2004), а отдельные виды и группировка в целом служить индикатором мобильности песков (Калесник, 1968).

Если перифитону в восточной части Финского залива уделяется в последние годы большое внимание, то псаммон, населяющий типичный для мелководий биотоп 4 пока изучен недостаточно. В нашем описании, основанном на материалах, собранных в тех же районах, что и перифитон дана только первичная характеристика поселений макробеспозвоночных псаммона.

Общая характеристика поселений макробеспозвоночных на мелководьях

Мелководный район

Биотоп 3а. Общая характеристика перифитона. Для перифитона, развивающегося на каменистых и смешанных грунтах на всех станциях наблюдений,

нако наряду с такими формами (сессильные моллюски, сидячие кольчатые черви, усонogie раки, мшанки, гидроидные и коралловые полипы и т.д.) в сообщества обрастания входит большое количество активно двигающихся беспозвоночных (олигохеты, ракообразные и т.д.). Здесь мы рассматриваем животную часть перифитона как одну из группировок макрозообентоса, населяющую битопы третьего типа (каменистые и смешанные грунты. Считается, что эта группировка характеризуется разнообразием М-типа (Протасов, 2002), будучи сформированной одним или немногими видами-обрастателями (эдификаторами) и их консортами, тесно связанными с эдификатором топически и трофически, тогда как на песках и мягких грунтах, сильные связи большинства групп с каким-либо одним видом не выражены и сообщество часто имеет полидоминантный характер (разнообразие Р-типа (Протасов, 2002)). И к перифитону и к псаммону, так же как и к группировкам донных беспозвоночных в других биотопах мы применяем и более общее понятие «Зообентос».

характерно высокое разнообразие жизненных форм макробеспозвоночных. Здесь встречаются типичные обростатели (животные, прикрепленные на стадии взрослого организма — двустворчатый моллюск дрейссена (*Dreissena polymorpha*) и понто-каспийский колониальный гидроидный полип кордилофора (*Cordylophora caspia*), формирующие основу донных сообществ и часто доминирующие по биомассе; подвижные представители эпифауны — несколько видов брюхоногих моллюсков, пиявки, личинки комаров-звонцов (Chironomidae) ручейников и поденки; нектобентос, представленный амфиподами и изредка мизидами; зарывающиеся формы — кольчатые черви и двустворчатые моллюски сем. Unionidae. Биомасса абсолютного вида-доминанта — дрейссены, в отдельные периоды (в июне – июле 2006 г.) была свыше 3 кг на квадратный метр, а ее доля в биомассе группировки в течение всего периода наблюдений (1998–2007) превышает 90% (рис. 2.8.1). Обростатели — дрейссена и кордиллофора встречены во всех пробах. В 12% проб встречены единичные униониды, формально в состав перифитона не входящие и обитающие только в пространствах между камнями, заполненных песком. Их биомасса в отдельных пробах также может быть высока. Во всех пробах, за исключением лета 2007 г. встречены представители мягкого бентоса. Из них хирономиды обнаружены во всех пробах, в 97% проб встречены малощетинковые кольчатые черви. Частота встречаемости пиявок, бокоплавов, равноногих рачков, личинок ручейников и поденок превышала 50%. Ниже 50% была частота встречаемости водных клопов, клещей, немертин и плоских червей. Всего в состав мягкого бентоса в поселениях, сформированных дрейссеной входит 18 таксонов ранга семейства и выше (табл. 2.8.1), что превосходит значения для других биотопов ниже изобаты 3 м в Курортном районе. В отличие от биотопа 4a (см. ниже), представители интерстициальной мейофауны (Nematoda) и придонный зоопланктон немногочисленны (их специальный количественный учет не проводился, поскольку отбор и камеральная обработка проб были проведены по методикам, разработанным для учета макробеспозвоночных). Последнее, возможно, связано с зоопланктотрофным питанием кордилофоры, вида, занимающего в середине лета второе-четвертое место по величинам биомассы после дрейссены. На профиле 7 во все даты сезонных наблюдений за исключением конца лета 2004 и 2006 г. и середины лета 2005 г. основу мягкого бентоса составляли личинки насекомых, в основном хирономид (рис. 4.1.3, Б, раздела 4.1). Снижение значения хирономид в указанные периоды, скорее всего, связано с их жизненным циклом — массовым вылетом имаго.

Несмотря на то, что в перифитоне доля всех беспозвоночных за вычетом двустворчатых моллюсков в общей биомассе поселения составляет не более 10% (рис. 2.8.1, 4.1.3), по абсолютному значению даже биомасса этой доли выше общей биомассы макрозообентоса в трех других одновременно обследованных биотопах (4a, 1 и область накопления современных алевро-пелитовых илов в центральной части Невской Губы). Соответственно она составляет в среднем 37 г/м² против 9–17 г/м² (рис. 2.8.2, нижняя правая диаграмма).

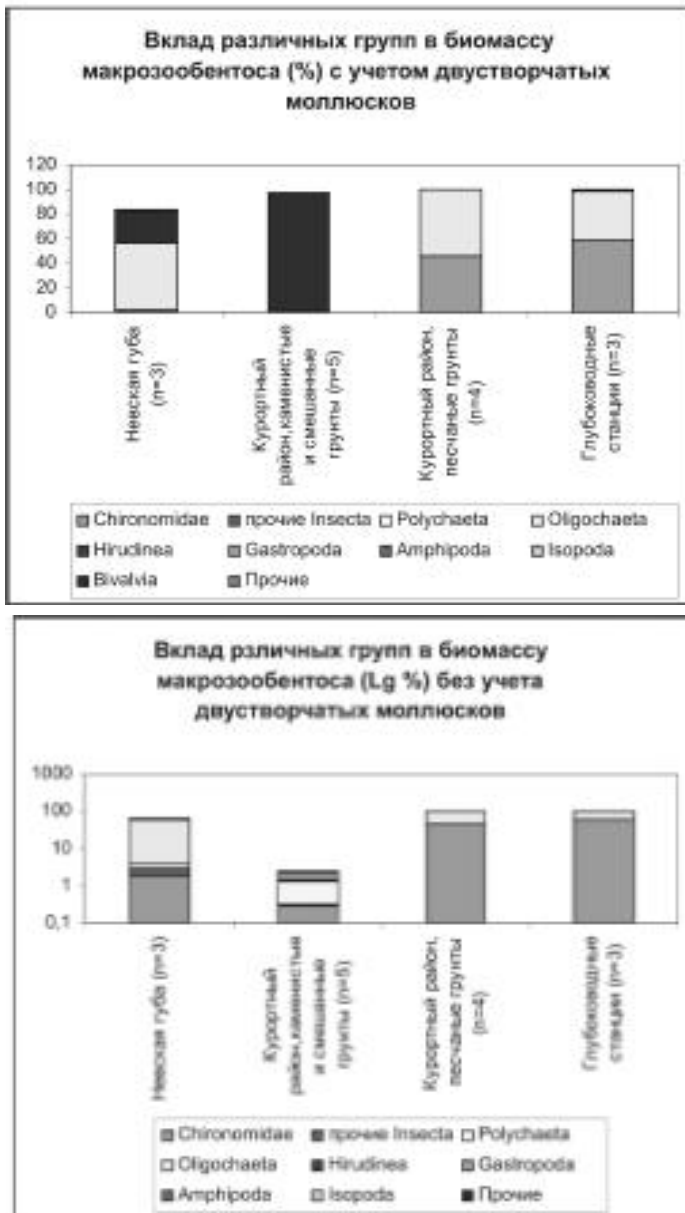


Рис. 2.8.1. Таксономический состав макрозообентоса в июле 2006 г. в Невской губе и Курортном районе на глубинах 3–14 м.

По оси ОХ: Невская губа — область накопления современных алевро-пелитовых илов, *биотоп-1*; Курортный район — каменистые и смешанные грунты (*биотоп 3а*); песчаные грунты — *биотоп 4а*, Глубоководные станции — зона бассейновой аккумуляции (*биотоп 1*); в скобках в подпоях по оси ОХ указано число станций. На нижнем рисунке, ось ОУ — логарифмическая.

Таблица 2.8.1

Таксономический состав ассоциаций макробеспозвоночных на каменистых и смешанных грунтах на глубинах 3–5 м в различных солёностных зонах восточной части Финского залива и виды-доминанты, по данным 2004–2006 гг.

Характеристики	КЭС		Северный берег		Выборгский залив**				Южный берег			
	Невская губа	залив	Курортный район	Приморск	Ч	Б	Д	Красная горка	Копорская губа (С-II)	Лужская губа (Р)		
Соленость min-мах (кроме апеллингов)	0.06	0.1	0.1–2.51	1.54–4.63				2.02–4.43	1.96–4.63	2.40–5.22		
Соленость $x \pm SD$	–	–	0.8 ± 0.71	2.95 ± 0.37			–	2.48 ± 0.6	3.46 ± 0.52	4.84 ± 0.22		
ТАКСОНЫ												
Cnidaria												
1. Leptolidae	+		+	+	+			+	+	+		
2. Hydroida			+	+	+			+				
3. Turbellaria			+	+	+			+	+	+		
4. Nematoda***			+	+	+			+	+	+		
5. Polychaeta			+	+	+			+	+	+		
6. Oligochaeta			+	+	+			+	+	+		
7. Hirudinea	+	+	+	+	+			+	+	+		
Bivalvia												
8. Dreissenidae		+	+	+	+			+	+	+		
9. Pisiidae			+									
10. Tellinidae									+	+		
11. Unionidae	+		+	+	+			+	+	+		
12. Gastropoda		+	+	+	+			+	+	+		
13. Acari			+					+	+	+		
14. Copepoda***			+					+	+	+		
15. Cirripedia				+(ед.)					+	+		
Amphipoda												
16. Gammaridae		+	+	+	+			+	+	+		
17. Corophiidae									+	+		

Окончание таблицы 2.8.1

Характеристики	КЭС		Северный берег		Выборгский залив**			Южный берег		
	Невская губа	залив	Курортный район	Приморск	Ч	Б	Д	Красная горка	Копорская губа (С-П)	Лужская губа (Р)
Isopoda										
18. Asellidae	+	+	+	+			+			
19. Janiridae				+		+	+	+	+	+
20. Chaetiliidae			+	+				+	+	+
21. Ostracoda***			+	+	+	+	+	+	+	+
Insecta										
22. Trichoptera		+	+	+	+	+	+	+	+	
23. Ephemeroptera		+	+		+			+		
24. Megaloptera			+							
25. Heteroptera			+							
26. Chironomidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
27. прочие Diptera										
28. Coleoptera								+		
Tentaculata										
29. Gymnolemata		+								+
30. Phylactolemata			+							
31. Nemertea		+	+	+				+	+	+
Всего таксонов	6	12	24	19	13	10	14	18	19	17
Таксонов вторичноводных беспозвоночных	1	3	5	2	3	2	2	4	2	1
Доминанты <i>D. polymorpha</i> <i>B. improvisus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	* +

Примечание. (ед') — встречена единично, створки раковин сильно корродированы, на ощупь пергаментные; * — регулярно встречается (48% проб), но доминантом не является; ** — Д — бухта Дальняя, Ч — о. Черный Буян, Б — о. Буачий (всего для Выборгского залива — 18 таксонов); С-П — Систо-Палкино; Р — Ручьи; *** — мейобентос.

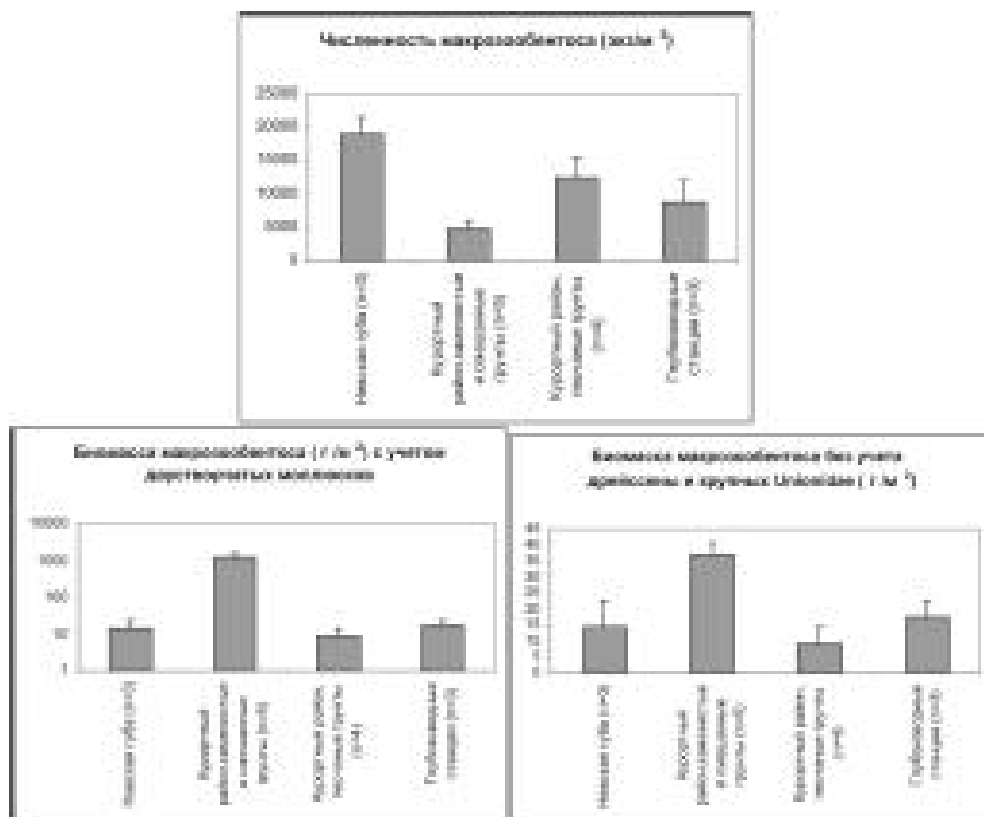


Рис. 2.8.2. Средние значения количественных показателей макрозообентоса в июле 2006 г. в Невской губе и Курортном районе на глубинах 3–14 м в различных биотопах.

По оси ОХ: Невская губа — область накопления современных алевро-пелитовых илов, *биотоп-1*; Курортный район — каменистые и смешанные грунты (*биотоп 3а*); песчаные грунты — *биотоп 4а*, Глубоководные станции — зона бассейновой аккумуляции (*биотоп 1*); в скобках в подписях по оси ОХ указано число станций. Диаграммы для биомассы (нижние) даны в двух вариантах: с учетом всех организмов, включая двустворчатых моллюсков (слева, ось ОУ имеет логарифмический масштаб) и без учета биомассы дрейсены.

Высокая биомасса мягкого бентоса в поселении дрейсены, по-видимому, связана с ее средообразующей ролью: дрейсена «предоставляет» сопутствующим организмам дополнительные убежища за счет формирования щеток и друз (Каратаев и др., 1994) и создает дополнительные пищевые ресурсы для детритоядных форм за счет трансформации в материал псевдофекалий и фекалий органического вещества сестона (Каратаев и др., 1994; Orlova et al., 2006; Karatayev et al., 2006). Популяция дрейсены на профиле 7 по расчетам для 1998–2002 гг. (Orlova et al., 2004) осаждала в виде фекалий и псевдофекалий от 85 ± 34 до 223 ± 90 г органического вещества на м² за период с мая по сентябрь включительно. Если

учесть, что ежегодно в донных осадках в центральных районах залива (биотоп типа 1) аккумулируется благодаря седиментации из пелагиали порядка 1.5 кг вещества, содержащего примерно 3.25% органического углерода, (Maximov, 2007), то результаты жизнедеятельности популяций дрейссены в районах распространения биотопа подтипа 3a вполне сопоставимы с результатами седиментации из пелагиали на значительной части акватории залива.

Кроме того, в отличие от местных видов активных сестонофагов-фильтраторов унионид, дрейссена не столь эффективно переваривает, например, хлорофилл-содержащие компоненты пищи (сестоны). В лабораторном эксперименте формируемые ею фекалии содержат больше сохранивших жизнеспособность планктонных водорослей (Orlova, Gorokhova, 2007): количество жизнеспособных клеток Chlorophyceae снизилось в фекалиях дрейссены по отношению к сестону на $58 \pm 3\%$, Bacillariophyceae — $43 \pm 7\%$, Chrysophyceae — $46 \pm 8\%$; в фекалиях *U. tumidus* по сравнению с сестоном число жизнеспособных клеток снизилось в тех же отделах водорослей соответственно на 78 ± 6 , 77 ± 7 и $66 \pm 4\%$; в фекалиях *A. anatina* на 73 ± 3 , 69 ± 4.5 и 59 ± 2 . Содержание хлорофилла (сумма хлорофиллов «а», «в» и «с») в фекалиях дрейссены достигало 0.327 ± 0.085 $\mu\text{g/g}$ сухого веса, в фекалиях унионид соответственно только 0.091 ± 0.03 и 0.048 ± 0.028 . Кроме того, перитрофическая оболочка фекалий дрейссен была более плотная и их фекалии дольше сохраняли свою форму, не распадаясь на фрагменты (М.И. Орлова, неопубликованные экспериментальные данные, полученные для моллюсков, собранных на мелководье оз. Mälaren, Швеция). То есть, возможно, фекалии дрейссены представляют большую ценность для детритофагов и неселективных собирателей, чем таковые, продуцируемые унионидами, в том числе и благодаря более медленной ресуспензии и выносу из поселения.

Для перифитона Курортного района обнаружена достоверная положительная корреляция между биомассами олигохет и хирономид и биомассой дрейссены и отсутствие корреляции между биомассой брюхоногих моллюсков и биомассой дрейссены (рис. 2.8.3). Хирономиды и олигохеты представлены здесь по преимуществу детритоядными формами, глотателями и собирателями (Отчет..., 2004). Хирономиды, кроме того, часто используют щетки дрейссены как убежище. То есть эти два таксона могут быть связаны с дрейссеной трофически, а хирономиды еще и топически, тогда как все брюхоногие моллюски — соскребатели и хищники, возможно, не имеют на исследованном участке выраженных топических и трофических связей с дрейссеной. Исследованиями на водохранилищах, озерах и реках, также показано существенное повышение биомассы мягкого бентоса на участках заселенных дрейссеной, и по мере развития поселений дрейссены от единичных ювенильных моллюсков до щеток и друз, число ассоциированных с ней видов (главным образом детритофагов из числа хирономид и олигохет) и их биомасса возрастают (Львова, Извекова, 1978; Каратаев и др., 1994; Протасов, 1994).

Динамика количественных характеристик поселения дрейссены в Курортном районе. Биомасса популяций дрейссены, значительно варьировала в течение каж-

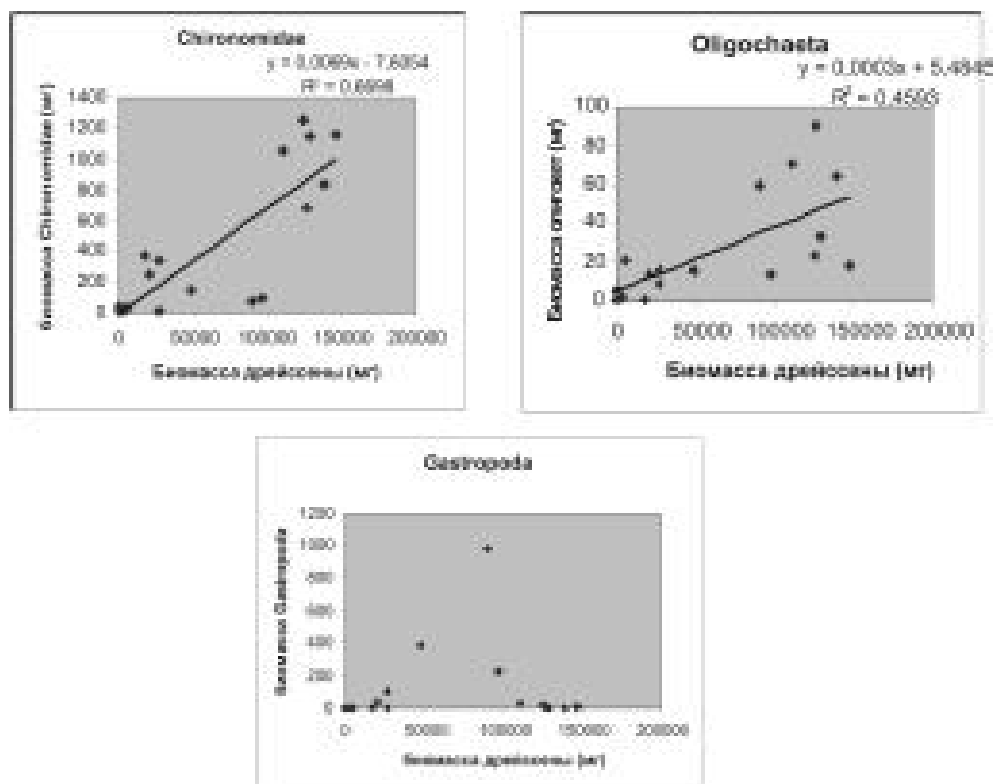


Рис. 2.8.3. Соотношение биомассы *D. polymorpha* и биомассы сопутствующих таксонов: Chironomidae, Oligochaeta и Gastropoda в биотопе За с проективным покрытием дна камнями от 18 до 35% на глубинах 3–7 м на профиле 7 по данным за июль 2004 г.

дого сезона (рис. 2.8.4), но никогда не опускалась ниже нескольких десятков грамм на квадратный метр. В течение всего периода наблюдений в Курортном районе под Зеленогорском отмечены и ее сильные межгодовые колебания: $F_{(8,63)} = 1.142$, $p < 0.001$. Максимальные среднелетние значения биомассы отмечены в 2000–2001 и 2004–2005 гг., минимальные в 1998 и 2007 г. на всех исследованных глубинах (рис. 2.8.4). Основной причиной межгодовых колебаний значений численности и биомассы дрейссены в мелководном районе предположительно является нерегулярность пополнения ее популяций молодью, обусловленная естественными причинами, такими как температурные условия, оказывающими влияние на размножение, планктонное развитие, и стоковые и циркуляционные течения (см. раздел 1.5) из-за которых часто личинки выносятся и оседают за пределами Курортного района. В дополнение к перечисленным факторам, по-видимому, можно отнести и последствия естественного размыва песчаных берегов и подводной террасы, например, в районе Зеленогорска, выявленного в ходе геолого-морфо-

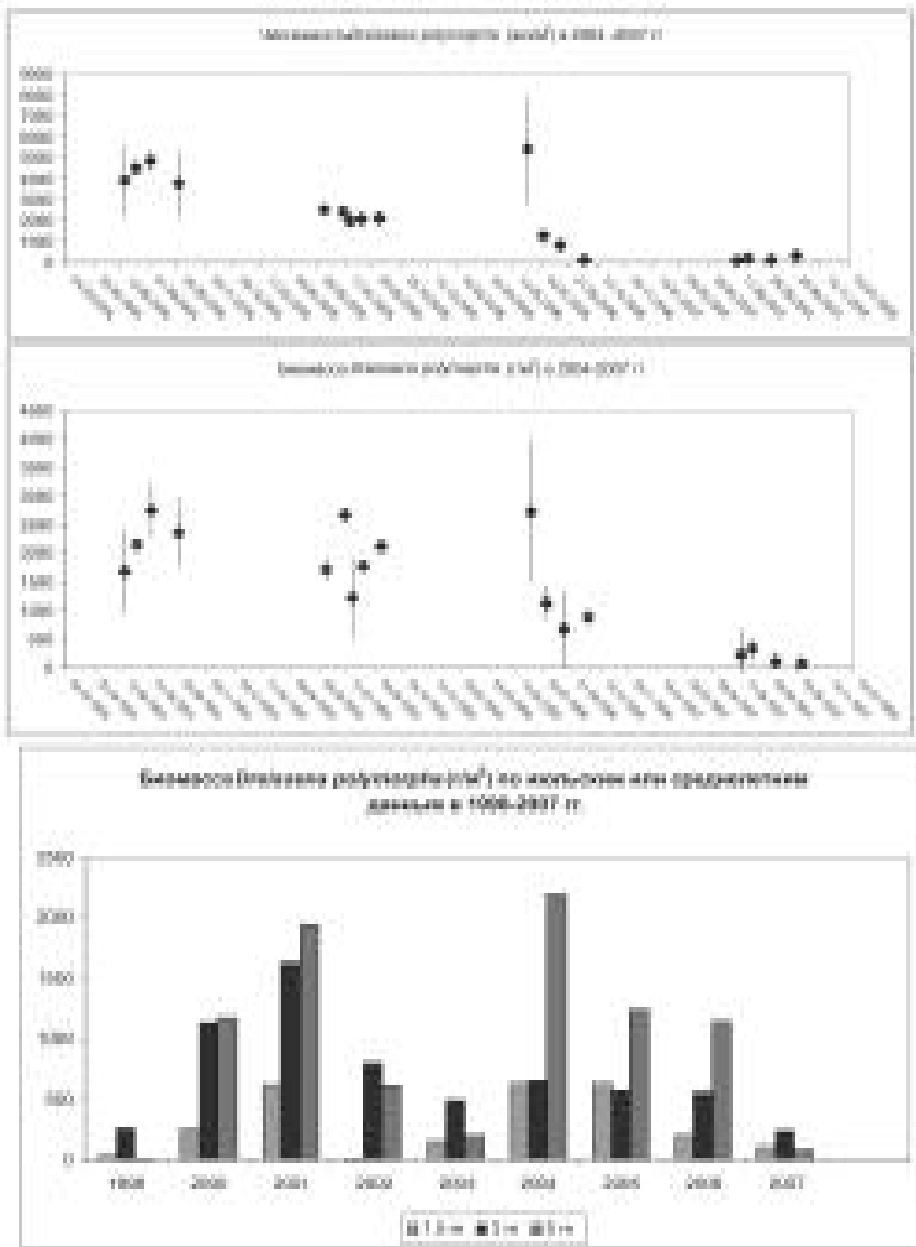


Рис. 2.8.4. Результаты 4 летних сезонных наблюдений за количественными характеристиками популяции дрейссены в районе пос. Зеленогорск (профиль 7) по объединенным данным для глубины 3 и 5 м (верхние диаграммы) и ежегодных наблюдений за период 1998–2007 гг. для трех глубин профиля (нижняя диаграмма).

логических исследований и особенно сильного в 2006–2007 гг., а также проведение намывных работ в Невской губе. По-видимому, последний фактор становится определяющим в динамике популяций данного вида в этот период. Так, несмотря на то, что в 2006 г. в сравнении с 1998 г. среднелетняя биомасса донной популяции была довольно высока и в планктоне в значительных количествах в летне-осенний период присутствовали личинки (рис. 4.1.3 В), массового оседания молоди в течение августа – сентября 2006 г. не произошло. Более того, именно в этот период отмечались резкое снижение значений численности и биомассы донных популяций, продолжившееся и в 2007 г. (рис. 2.8.4). В начале лета 2007 г. в результате визуальных подводных наблюдений, отмечено нарушение состояния биотопа *3a* на участках глубже 3 м на профиле 7. Большая часть грубообломочного материала, оставившего ранее 8–15% проективного покрытия дна, была погребена под слоем песка и глины, следствием чего, по-видимому, и явилось дальнейшее падение численности и биомассы дрейссены. В июле сам биотоп частично восстановился, однако количественные характеристики поселения *D. polymorpha* остались на низком уровне. Известно, что при высоком содержании минеральных частиц двустворчатые моллюски снижают скорость фильтрации и формируют значительное число псевдофекалий, в которые переводят большую часть отфильтрованной взвеси, в том числе и съедобной органической фракции. При таком режиме фильтрации значительно возрастают энергетические затраты моллюсков на сортировку взвешенных частиц на жаберном эпителии, снижается скорость их роста (Sharook et al., 1997). Известно также, что повышение содержания взвеси в воде затрудняет оседание, прикрепление и метаморфоз молоди моллюсков-обрастателей, в том числе и дрейссены (Claudi, Mackie, 1994). Зона пониженной прозрачности над поселениями дрейссены наблюдалась в периоды 6–9 июля и 19 сентября 2006 г. вплоть до пос. Приветинское. По персональным сообщениям местных жителей «мутная» и «очень мутная» вода в Курортной зоне была обычным явлением, начиная с осени 2005 г., тогда как конец лета – октябрь — основной период пополнения молодью популяций дрейссены в условиях восточной части Финского залива (Orlova, Panov, 2004). В оба года (2005–2006) в сентябре осевший спат и молодь (с длиной раковины менее 7 мм) встречались единично во всех пробах, собранных в Курортном районе, за м. Флотский и в районе г. Приморска. На южном берегу, например, в районе Систо-Палкино, не подверженном влиянию намывных работ, в сентябре 2006 г., численность молоди в популяции составила 41%.

Биотоп 4a. На четырех обследованных станциях в этом биотопе, подверженном влиянию ветровой и волновой активности и аккумулятивных процессов обнаружены макробеспозвоночные 8 таксонов рангом от семейства до типа, или, включая дрейссену (сем. Dreissenidae), прикрепленную к моллюскам сем. Unionidae (см. ниже) — 9. Во всех пробах встречены многочисленные представители мейобентоса: Ostracoda и Nematoda, а также придонные веслоногие ракообразные, Cyclopoida и Harpacticoida. Из обычных групп макрозообентоса здесь не

встречены пиявки р. *Erpobdella* и бокоплавцы (Amphipoda). Возможно, это связано с отсутствием убежищ и относительно низкой кормностью этого биотопа для хищных и всеядных организмов.

При относительно высокой численности организмов, их биомасса низка (рис. 2.8.2), что обусловлено преобладанием мелких форм олигохет и хирономид. Высокая численность и низкая биомасса макрозообентоса на песках мелководий в сравнении с мягкими грунтами зон илонакопления (битоп 1 и открытая часть Невской губы) характерны и для других эстуарных районов Балтики со сходными соленостными условиями, например Куршского залива (Bubinas, Viatonis, 2005) и для открытых частей прибрежной зоны на юго-востоке Балтийского моря (Olenin, Daunis, 2004).

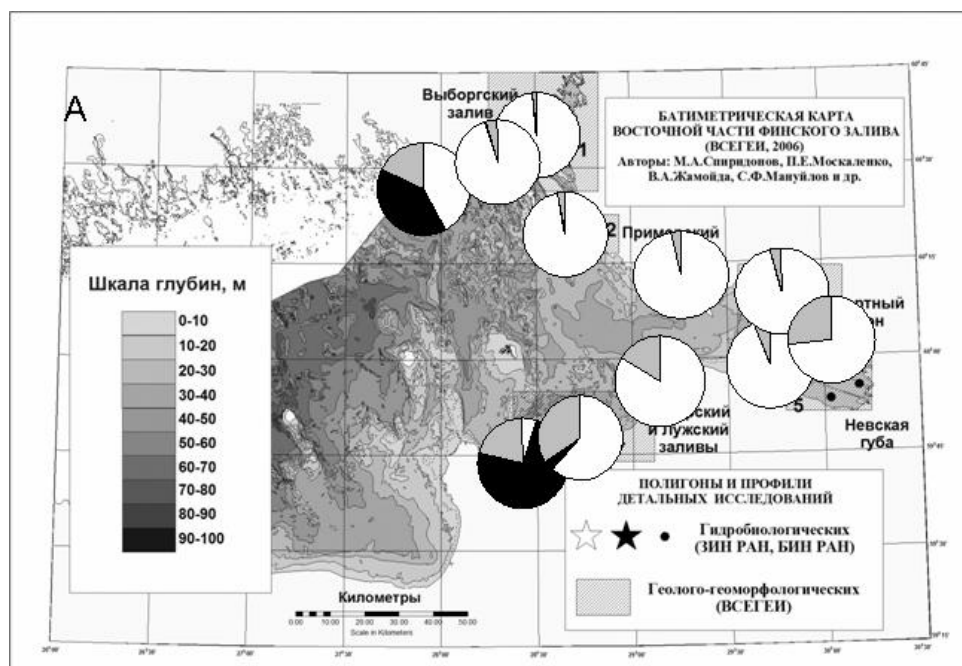
На протяжении всего побережья Курортного района в том числе и на мобильных песках встречено несколько видов унионид (наиболее обычны *Colletopterum piscinale* (= *Anadonta anatina*) и *Tumidiana tumida* (= *Unio tumidus*)) (табл. 2.7.1). В песчаном биотопе (4а) численность их поселений обычно оценивается при водлазном обследовании как 1 моллюск на 5–6 м². Более высокие величины численности унионид характерны для профиля 11, где найдено локальное скопление. В июле 2007 г. был проведен количественный учет этих моллюсков рамочным методом на станции 11(5) (точка с глубиной 5 м на рис. 1.5.4), их численность составила здесь 21.3 ± 9.2 экз./м², при частоте встречаемости 100%. Шестьдесят и более % особей унионид имели на створках раковины живых прикрепленных дрейссен, 90% особей с длиной раковины более 30 мм в их популяциях содержат либо живых дрейссен, либо биссусные нити этих моллюсков.

Глубоководный район

Северный берег. Район порта «Приморск»

Биотоп 3а. В перифитоне здесь, также как и в Курортном районе на глубинах 3–5 м, не смотря на иные соленостные условия, доминирует *D. polymorpha*, средними значениями биомассы довольно высоки (рис. 2.8.5, А, Б). Как и в Курортном районе из сессильных организмов здесь обычна кордилофора. Усоногий рачок *Balanus improvisus* встречен единично. Несмотря на высокие значения прозрачности и, следовательно, значительную глубину фотической зоны (свыше 3 м) в периоды отбора проб, камни на глубине 3 м незначительно обрастали макроводорослями (клатофора и энтероморфа) и были практически полностью покрыты дрейссеной и кордилофорой.

Биотоп 4а. Для макрозообентоса песчаных грунтов (июль 2004 г) в зоне влияния строительства терминала на глубине 4.5 м, представленного Chironomidae, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda (единично встречен вселенец *Potamopyrgus antipodarum*) характерны низкие значения численности и крайне низкие значения биомассы: 600 экз./м² и 0.84 г/м² соответственно. В районе о. Большой Березовый на тех же глубинах на заиленном мелкозернистом песке с большим количеством растительного детрита, макробеспозвоночные были представлены хироно-



Б

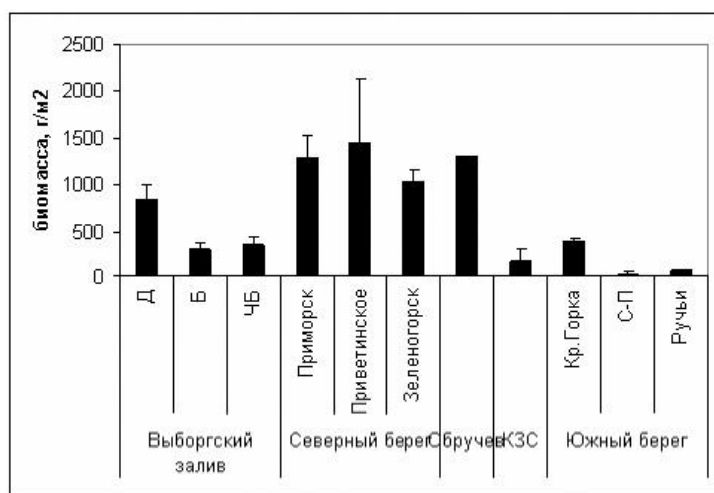


Рис. 2.8.5. Доля видов-доминантов (черный цвет на круговых диаграммах — *Balanus improvisus*, белый — *Dreissena polymorpha*) и остальных групп макробеспозвоночных (серый цвет) в общей биомассе беспозвоночных перифитона (А) и общая биомасса беспозвоночных перифитона в Российском секторе Финского залива на глубине 3–5 м (биотоп 3а) в 2004–2006 гг. по среднелетним данным, кроме КЗС (данные июля 2007 г.) и Красной Горки (сентябрь, 2006) (Б).

мидами и олигохетами и по биомассе их поселение было сходно с таковым в зоне бассейновой аккумуляции Курортного района (численность $50\,256 \pm 12\,755$ экз./м², биомасса 22.56 ± 19.53 г/м²). В пробах было много мейобентосных нематод и придонных веслоногих ракообразных.

Южный берег

На южном берегу на отрезке пос. Красная Горка – пос. Систо-Палкино (Копорская губа) – пос. Ручьи (Лужская губа) условия были олигогалинными и мезогалинными, соленость во все периоды наблюдений возрастала в направлении на запад (табл. 2.8.1).

Биотоп 3а. Как и на других обследованных участках на каменистых и смешанных грунтах мелководий южного берега развит перифитон. В его составе обнаружены организмы-обрататели — дрейссена, кордилофора и баянус. Последний формирует монодоминантные поселения в постоянно осолоненной Лужской губе на глубинах 3–5 м (рис. 2.8.5, А, табл. 2.8.1). Общая биомасса беспозвоночных перифитона на южном берегу существенно ниже, чем на северном и заметно убывает в направлении с востока на запад (рис. 2.8.5 Б), приближаясь по своим значениям к биомассе макрозообентоса зоны бассейновой аккумуляции (биотоп 1) мелководного района. Пока не представляется возможным найти достаточно убедительное объяснение этому феномену. В числе возможных причин — низкая, сравнительно с северным берегом трофность вод (Orlova et al., 2004), частые апвеллинги и, соответственно, периоды пониженных температур, что неблагоприятно для развития относительно теплолюбивой дрейссены; значения солености в диапазоне критических (Хлебович и др., 1974) неблагоприятные как для развития пресноводной дрейссены, так и мезогалинного баянуса. Еще одной причиной может служить относительно высокая прозрачность вод в этом районе (см. раздел 1.5), приводящая в отдельные годы к расширению фотической зоны вглубь акватории и смещению границ биотопов 3а и 3б, 4а и 4б, и, как следствие, перестройке структуры перифитона на прогреваемых участках мелководий, расположенных ближе к берегу в направлении заселения твердых субстратов быстрорастущими нитчатыми водорослями. Так, в июле 2007 г. в районе пос. Систо-Палкино (Копорская губа) значительная часть площади дна, заключенной между изобатами 3 и 5 м, благодаря высокой прозрачности оказалась в фотической зоне. Как следствие здесь были обнаружены заросли макроводорослей на каменистых субстратах, причем на глубине 3 м их развитие можно было охарактеризовать как массовое. Их воздушно-сухой вес в среднем составил 18 г/м² на глубине 5 м и 158 г/м² на глубине 3 м. На глубине 5 м сообщество перифитона не отличалось существенно во все три июльские съемки (2004, 2005 и 2007 г.). На глубине 3 м при массовом развитии макроводорослей в 2007 г. в сравнении с предшествующими датами июльских наблюдений снизилась доля дрейссены в общей биомассе макробеспозвоночных (52% против величин в 64–70% в 2005 и 2004 г.) и возросла доля амфипод (31% против 0.17–3.2% в июле 2004 и 2005 г.). Такой вклад амфипод в общую биомассу беспозвоночных характерен для биотопов 3в и б (то,

что произошло, собственно, и можно было трактовать как смещение границы биотопа 3б вглубь залива). Одновременно с возросшей долей амфипод в общей биомассе снизилась доля хирономид (с 11.7–8.5% до 0.6%), которые, возможно, являются одним из пищевых объектов для взрослых амфипод ряда видов.

Биотоп 4а. Пробы, собранные на песчаных грунтах в районе Красной горки в июле 2007 г. характеризуются низкими значениями численности и биомассы макрозообентоса, представленного олигохетами (соответственно 917 ± 884 экз./м² и 1.35 ± 1.20 г/м²), то есть на порядки ниже, чем биомасса беспозвоночных перифитона на тех же участках (рис. 2.8.5 Б). Как и везде на песках здесь многочисленны представители групп, относимых к мейобентосу — нематод и веслоногих раков.

Выборгский залив

На профилях вблизи островов Бычий и Черный Буян, расположенных в зоне влияния пресноводного стока оз. Сайма биомасса перифитона определялась биомассой *D. polymorpha* (рис. 2.8.5А) и он практически не отличался по таксономическому составу от такового в пресноводно-олигогалинном мелководной районе (табл. 2.3.1). На профиле, расположенном в солоноватоводных условиях в б. Дальняя существенную долю биомассы составил солоноватоводный усконогий рачок *Balanus improvisus*. Для всех точек пробоотбора в районе б. Дальняя характерно присутствие морских бурых макроводорослей *Fucus vesiculosus*, которые наряду с грубообломочным материалом служили субстратом для прикрепления баянуса.

Перифитон мелководий в различных соленостных зонах восточной части Финского залива

Распространение. Перифитон с доминированием одного или двух видов прикрепленных беспозвоночных — фильтраторов дрейссены и (или) баянуса (табл. 2.8.1) обычен на естественных каменистых и смешанных грунтах и на искусственных субстратах (КЗС, пос. Ручьи) на глубинах от 2–3 до 12 м (наши данные и Анцулевич, Чивилев, 1990; Анцулевич, Лебардин, 1992) вдоль обоих берегов.

Таксономический состав. Всего в состав перифитона входит 31 таксон беспозвоночных рангом от семейства до типа (табл. 2.8.1). Число таксонов минимально на субстратах пропускных отверстий КЗС со стороны Невской губы (6), максимально в пресноводно-олигогалинной зоне (24). В западном направлении вдоль обоих берегов залива постепенно по мере нарастания солености из состава группировки выпадают все таксоны насекомых, кроме хирономид. Состав большинства таксонов первичноводных животных также меняется. Равноногие раки в пресноводно-олигогалинном мелководном районе представлены *Asellus aquaticus* (Asellidae), на солоноватоводных участках этот вид исчезает, но появляются (Приморск, Красная горка) и становятся преобладающими в этом таксо-

не (Лужская и Копорская губы) представители рода *Jaera* (Janiridae), начинают регулярно встречаться единичные особи морского таракана *Saduria entomon* (Chaetiliidae). В Лужской и Копорской губах, наиболее осолоненных частях района исследования, среди амфипод обычны *Corophium volutator* (Corophiidae), тогда как в пробах из более опресненных участков корофииды отсутствуют. Двустворчатые моллюски в Лужской губе и Копорской губе представлены *D. polymorpha* и *Macoma baltica* (Tellinidae, Bivalvia), не встречены здесь представители Unionidae и Pisidiidae. Среди брюхоногих моллюсков обычными по мере нарастания осолонения становятся *Theodoxus fluviatilis* и *Potamopyrgus antipodarum* (последний вид образует в районе сбросного канала ЛАЭС скопления с численностью свыше 10 000 экз./м² (М.И. Орлова, А.Ю. Комендантов, неопубликованные данные). Меняется состав Tentaculata, пресноводные мшанки рода *Plumatella* (Phylactolemata) исчезают и появляются морские — *Electra crustulenta baltica* (Gymnolemata). По персональному сообщению В.И. Гонтарь ранее *E. crustulenta baltica* регистрировалась западнее современного Российского сектора Финского залива, начиная с Нарвского залива. В Выборгском заливе, для которого характерен собственный градиент солености, состав перифитона на трех профилях, различающихся по соленостным условиям, меняется сходным образом: происходит смена состава видов-доминантов (рис. 2.8.5А) и исчезают пресноводные таксоны беспозвоночных (табл. 2.8.1).

Виды-доминанты. В сравнении с макрозообентосом зоны бассейновой аккумуляции и особенно с псаммоном, перифитон отличается высокой биомассой макробеспозвоночных, которая за редким исключением более чем на 60% определяются биомассой доминантов-обрастателей. По мере нарастания солености значение каждого из доминантов в формировании общей биомассы поселения меняется. В пресноводно-олигогалинной зоне (Курортный район) обрастатели представлены дрейссеной и кордилофорой, на солоноватоводных участках к ним присоединяется баянус (табл. 2.8.1).

Во всех соленостных зонах дрейссена встречается начиная с глубин 0.5 м, кордилофора и баянус с 1–2 м. В Курортном районе дрейссена образует монодоминантные сообщества и ее доля в общей биомассе поселений макробеспозвоночных превышает 90% (см. выше). То же самое характерно для района Приморска, Красной Горки и опресненной части Выборгского залива.

В осолоненной части Выборгского залива (б. Дальняя) и Лужской губе сообщества перифитона сформированы дрейссеной и баянусом. Доля дрейссены и баянуса в общей биомассе составляла соответственно: $42.3 \pm 12.13\%$ и $40.4 \pm 17.8\%$ в б. Дальняя; $61.52 \pm 7.62\%$ и $4.12 \pm 5.66\%$ в Систо-Палкино; $5.5 \pm 4.31\%$ и $72.74 \pm 29.43\%$ в Ручьях (рис. 2.8.5). Значение доминантов в формировании биомассы таких поселений заметно снижается, их суммарная доля в общей биомассе составляет 83–53%, что существенно ниже в сравнении с поселениями, сформированными дрейссеной ($91 \pm 6\%$).

Сравнительная характеристика запаса донных макробеспозвоночных в биотопах мелководий на примере Курортного района

В целом можно констатировать возрастание биомассы поселений в ряду: псаммон — макрозообентос зоны бассейновой аккумуляции — перифитон (рис 8.2.1, 2.8.2). По гидробиологическим данным для июля 2000–2007 гг. и уточненной с помощью ГЛБО площади обоих биотопов (*3а* и *4а*), запасы дрейссены, например в районе профиля 13 на дистанции 2.5 км побережья составляли в разные годы соответственно 24–435 тонн, а запасы макрозообентоса песков только 5.6–8.7 тонн. В пересчете гидробиологических данных на всю акваторию, ограниченную КЗС, линией, соединяющей пос. Смолячково и западную оконечность о. Котлин и изобатой 3 м, запасы макробеспозвоночных в биотопе *3а* составляют за тот же период наблюдений по данным на июль не менее 917 тонн, в отдельные годы до 19628 тонн, в биотопе *4а* — от 118 до 198 тонн, в зоне бассейновой аккумуляции (биотоп *1*) от 126 до 1320 тонн. Таким образом, биотоп *3а*, на долю которого приходится только 9% всей площади данного участка обеспечивает, благодаря структурным особенностям перифитона до 78–92% общего запаса донных макробеспозвоночных, вся остальная площадь, соответственно 8–22%. В этих расчетах не принят во внимание вклад биотопов *3б*, *в*, *4б*, *в* и *8* (рис. 1.5.5) ни в площадь акватории, ни в биомассу бентоса, который тоже весьма существен.

Около 35–50% поверхности дна мелководий залива между изобатами 2–3 и 5 м, представлено биотопом *3а*, занятым моно-, реже бидоминантным сообществом перифитона, структура которого определяется количественным развитием популяций сессильных видов-доминантов (дрейссены и (или) баянуса). В сравнении поселенными макробеспозвоночных псаммона в биотопе *4а*, на долю которого приходится более половины площади мелководий, перифитон также отличается более высоким разнообразием жизненных форм, таксономическим разнообразием, биомассой поселений в целом и биомассой групп, связанных с видом-доминантом трофически и топически. Несмотря на флуктуации количественных характеристик популяции доминантов, перифитон, как правило, в пределах каждого района характеризуется более высокими количественными показателями поселений в сравнении с псаммоном (*4а*) и макрозообентосом алевро-пелитов (*1*). Относительно небольшой по площади, биотоп *3а*, благодаря развитию здесь перифитона на отдельных участках акватории обеспечивает 50–80% общего запаса макрозообентоса. Таким образом, в Финском заливе благодаря геолого-геоморфологическим особенностям строения бентали и натурализации ряда организмов-обрастателей (дрейссена, баянус и кордилофора) сформировался перифитон морского типа и, как и на шельфе Мирового океана, пояс повышенной биомассы живых организмов и поскольку основу обрастаний (перифитона) составляют организмы-фильтраторы, этот пояс становится еще и естественным биофильтром на большинстве участков.

Характер и распределение группировок донных макробеспозвоночных и их отдельных видов на мелководьях определяются и другими условиями, такими как соленость и гидрооптические свойства воды. Гидрооптические характеристики формируются за счет совокупного действия изменения качества и концентрации взвешенных веществ, сильных течений и штормов, ведущих к размывам отложений, а в последнее время и проведения намывных работ в Невской губе, они определяют протяженность фотической зоны и динамику границ основных биотопов мелководий.

2.9. ФАУНА МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ

Первые сведения о зообентосе Невской губы приведены в работе А.С. Скоринова (1910), в которой указывалось на сходство с фауной Ладожского озера и р. Невы. Работы, проведенные в 1920-х годах К.М. Дерюгиным (1922, 1923, 1925), стали основой для дальнейшего подробного исследования фауны в 1935–1937 гг., включая ее прибрежную зону (Материалы..., 1949, Салазкин, 1982; Финогенова и др., 1987). К этому периоду в зообентосе побережья губы насчитывалось 125 видов, среди которых наиболее разнообразны были хирономиды, олигохеты и моллюски. В дальнейшем подробные исследования прибрежной зоны (на 22 станциях) проводились в 1982–1984 гг. Зоологическим институтом. Наибольшее внимание было уделено фауне зарослей (Винберг, Гутельмахер, 1987; Сообщества..., 1988). В прибрежье было обнаружено 185 видов, из которых 59 видов представлено семейством Chironomidae, 43 вида — олигохетами и 38 видов — моллюсками (Финогенова и др. 1987).

К середине XX в. фауна восточной части Финского залива, включая ее прибрежную зону, была мало исследована. Первые сведения о составе зообентоса прибрежной зоны Восточной Балтики известны из работ С. Сегестрале (Segestråle, 1951, 1953, 1962), И.И. Николаева (1963, 1979), А.Т. Шурина (Shurin, 1960, 1964). Основная часть исследований касалась зообентоса Рижского залива, а также финского и эстонского побережий Финского залива (Ярвекюльг, 1963, 1964, 1970; Шурин, 1968; Sarvala, 1971; Viitanen, 1971). Некоторые сведения о прибрежном зообентосе Российской части Финского залива известны из работ 1980–1990-х годов (Анцулевич, Чивилев, 1992; Балушкина и др., 1996; Максимов, 2006).

В 1998–2006 гг. нами подробно исследовались сообщества макробеспозвоночных литорали вдоль побережья российской акватории Финского залива. Макрозообентос в этой зоне богат видами. В его составе представлены гидроиды Hydrozoa, плоские черви Turbellaria, аннелиды Aphanoneura и Clitellata (подклассы Oligochaeta и Hirudinea), немуртины Nemertina, моллюски Bivalvia и Gastropoda, членистоногие Maxillopoda (отряды Sessilia), Malacostraca (отряды Mysida, Isopoda, Amphipoda, Decapoda) и Insecta (отряды Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Megaloptera, Odonata и Diptera). Общее число видов, обнаруженных в прибрежной зоне (на глубинах от 0 до 2 м) эстуария р. Невы, достигает 233, из которых 106 представлено насекомыми, 53 — олигохетами, 42 — моллюсками, 19 — высшими ракообразными и др. (табл. 2.7.1). В составе зообентоса прибрежной зоны Невской губы и восточной части Финского залива обнаружено 81 вид и групп хирономид, что составляет наибольшую долю (34%) в общем видовом богатстве донных животных. Как в литорали Невской губы, так и в восточной части Финского залива отмечено по 62 вида хирономид (табл. 2.7.1, 2.9.1).

Таблица 2.9.1

Количество видов различных групп беспозвоночных в прибрежье Невской губы и восточной части Финского залива в 1998–2006 гг.

Таксон	Невская губа	Финский залив	В целом для эстуария р. Невы
Hydrozoa	1	2	2
Turbellaria	1	1	1
Aphanoneura	1	0	1
Oligochaeta	42	41	53
Hirudinea	5	4	5
Nemertina	1	2	2
Bivalvia	18	6	19
Gastropoda	20	16	23
Acariformes	1	1	1
Sessilia	0	1	1
Mysida	1	1	1
Isopoda	1	5	5
Amphipoda	5	10	11
Decapoda	0	1	1
Trichoptera	13	9	13
Ephemeroptera	9	5	9
Megaloptera	1	1	1
Chironomidae	62	62	81
Ceratopogonidae	1	0	1
Heteroptera	0	1	1
Bryozoa	0	1	1
Всего	183	170	233

Олигохеты занимают второе место по количеству видов. Всего в прибрежье обнаружено 53 вида олигохет, относящихся к 6 семействам, а также один представитель класса Aphanoneura — *Aeolosoma* sp. Наиболее богаты видами семейство Naididae — 29 видов. Сем. Tubificidae представлено 15, Lumbriculidae — 2, Lumbricidae — 1 и Pteropoda — 1 видом (табл. 2.7.1). По-видимому, в прибрежье эстуария также богата видами фауна сем. Enchytraeidae, хотя из-за низкой доли половозрелых особей в пробах удалось идентифицировать только 5 видов (3 из которых определены до рода). Среди наидид по видовому разнообразию выделяется род *Nais*. Он представлен 10 видами, многие из которых достигают высокой численности. Большинство обнаруженных видов имеет широкое географическое распространение (всесветное, голарктическое, палеарктическое). Два вида *Nais christinae* и *Paranais botniensis* ограничены в своем распространении Европой. Эти виды описаны сравнительно недавно и, возможно, их реальное распространение гораздо шире, чем это известно на данный момент. Редкий европейский вид *Nais christinae*, описанный в 1973 г. из польских озер вблизи г. Конин (Konin), впер-

вые отмечен в прибрежье Невской губы в 2004 г. Он образует устойчивую популяцию в районе г. Петродворца на глубине около 0.5 м, где создает значительные численности (более 6 тыс. экз./м²). Солоноватоводный *Paranais botniensis*, описанный в 1948 г. из литорали фиордов Балтийского моря (Швеция), обычен в глубоководной центральной зоне восточной части Финского залива, где достигает сотен экз. на 1 м². В прибрежье Невской губы и Финского залива *P. botniensis* впервые был обнаружен в 2004 г., где встречался эпизодически в единичных количествах. В 2004 г. впервые отмечены *Chaetogaster diastrophus* и *Chaetogaster langi*. Эти виды характеризуются почти всесветным распространением (не найдены только в Австралии), обитают на водных растениях и в обрастаниях подводных предметов.

Наблюдается высокое сходство видового состава и количества видов олигохет прибрежья Невской губы (42 вида) и курортной зоны Финского залива (41 вид; табл. 2.9.1). Различия в составе фауны олигохет между этими районами возникают за счет редких для прибрежья видов. Например, наидида *Vejdovskyella intermedia*, обычная в открытой части Невской губы, в прибрежье встречается редко. В прибрежье курортной зоны Финского залива обнаружить этот вид не удалось. Отсутствие в наших сборах из прибрежья Невской губы тубифицид *Psammoryctides albicola*, *P. barbatus*, люмбрикулид *Lumbriculus variegatus* и *Stylodrilus heringianus* и люмбрициды *Eiseniella tetraedra* связано с их низкой встречаемостью в целом в Невской губе.

В фауне Невской губы отмечено 183, а в восточной части Финского залива — 170 видов и групп. В целом, уровень сходства между видами в Невской губе и за ее пределами достаточно высок (0.63 по коэффициенту Серенсена). Видовое сходство между видами Chironomidae в этих частях эстуария составило 0.71, Ephemeroptera — 0.71, Trichoptera — 0.83, Gastropoda — 0.65, Oligochaeta — 0.70. Наибольшие различия были в фауне двустворчатых моллюсков (0.50) и амфипод (0.53). Видовое богатство зообентоса на разных участках зависит от общего содержания солей в воде ($R^2 = 0.69$, $n = 17$, рис. 2.9.1). С возрастанием солёности свыше 0.5‰ количество видов пресноводного происхождения (среди олигохет, насекомых) снижалось и достигало минимума при солёности 2‰. Два других фактора как содержание общего фосфора в воде и биомассы водных растений не оказывали прямого влияния на видовое богатство сообществ ($p > 0.05$).

В последние годы в эстуарии р. Невы список видов пополнился за счет появления целого ряда новых для акватории видов, многие из которых заселили литоральную зону. Среди них байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus*, понтокаспийские амфиподы *Pontogammarus robustoides*, *Chelicorophium curvispinum*, северо-американская амфипода *Gammarus tigrinus*, китайский краб *Eriocheir sinensis*, новозеландский моллюск *Potamopyrgus antipodarum* и понтокаспийский моллюск *Dreissena polymorpha* (Алимов, Богущая, 2004, Орлова и др. 1999, Orlova et al., 2006, Berezina, 2007, Малявин и др., 2008). В 2004 г. в Финском заливе (возле г. Зеленогорска) обнаружено несколько экземпляров еще одной амфипо-

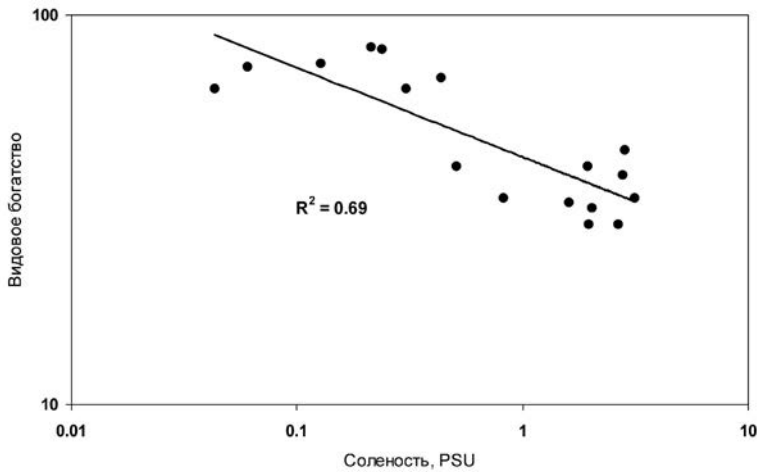


Рис 2.9.1. Зависимость между соленостью воды и количеством видов в сообществах прибрежной зоны эстуария р. Невы.

ды понто-каспийского происхождения *Chaetogammarus warpachowskyi* (Алимов и др., 2005), занесенной, по-видимому, из южной части Балтийского моря. Однако в последующие годы этот вид в пробах не попадался: либо он очень редок, либо его акклиматизации в новых условиях не произошло — вопрос о его статусе в Финском заливе требует дальнейшего изучения.

Фауна амфипод бассейна Балтийского моря подробно изучалась с конца XIX столетия (Яржинский, 1890). До 60-х гг. прошлого столетия 4 вида *Gammarus pulex*, *G. lacustris*, *Monoporeia affinis* и *Pallasea quadrispinosa* были обычны в эстуарии р. Невы (Дерюгин, 1925; Алимов, 1968; Алимов, Иванова, 2004). За период наших исследований в прибрежной зоне отмечено 12 видов амфипод (рис. 2.9.2). Два из них *G. fasciatus* и *P. robustoides* широко расселились вдоль побережья эстуария. Байкальские амфиподы *G. fasciatus* появились в бассейне Балтийского моря 1970-х гг. в результате преднамеренной интродукции в озера Карельского перешейка с целью улучшения кормовой базы рыб. В пресноводной Невской губе этот вид был впервые обнаружен в 1996 г. (Алимов и др., 1998). В настоящее время *G. fasciatus* встречается в Невской губе повсеместно в различных биотопах.

Амфиподы *P. robustoides* были впервые обнаружены в Невской губе в 1999 г. (Березина, 2004). До сих пор не ясно, каким способом они были занесены в Финский. Известно, что эти рачки из Каунасского водохранилища были использованы для интродукции в водоемы Ленинградской области (Гасюнас, 1972; Лазаускене и др., 1995; Березина, 2004). Однако сведения о результатах их акклиматизации в доступной литературе отсутствуют. Возможно, что вселение этого вида произошло вместе с балластными водами судов или путем саморасселения из

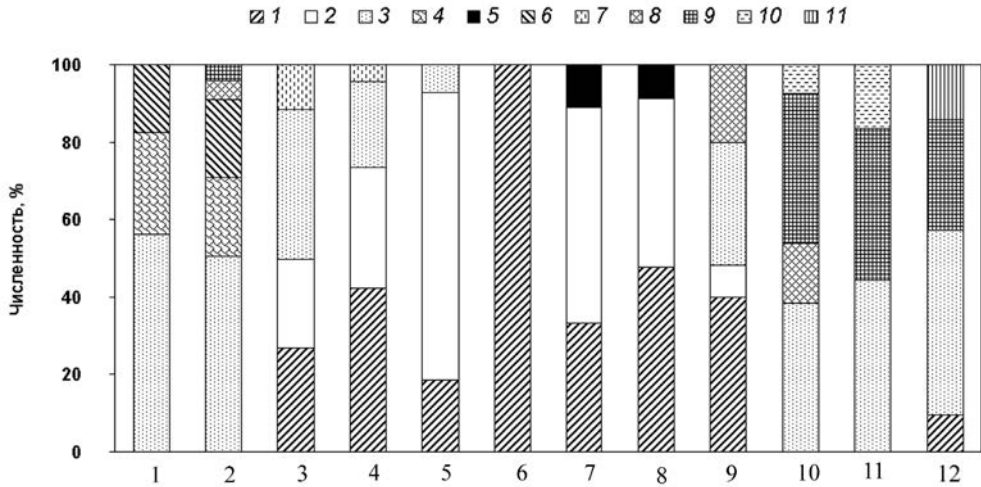


Рис. 2.9.2. Соотношение численности различных видов амфипод на изученных станциях в эстуарии р. Невы за период 2002–2006 гг.

1 — *Gmelinoides fasciatus*, 2 — *Pontogammarus robustoides*, 3 — *Gammarus zaddachi*, 4 — *G. tigrinus*, 5 — *G. pulex*, 6 — *G. oceanicus*, 7 — *G. inaequicauda*, 8 — *G. duebeni*, 9 — *G. salinus*, 10 — *Corophium volutator*, 11 — *Chelicorophium curvispinum*.

южной части Балтийского моря, где *P. robustoides* обычный компонент прибрежных биоценозов уже с 1960-х гг. В настоящее время *P. robustoides* обитает в Невской губе на южном побережье, образуя локальные поселения в районе Стрельны, Петродворца и Ломоносова. Он встречается и в северной части эстуария (в курортной зоне на участке Репино – Ушково).

В 2005 г. в восточной части Финского залива в районе г. Приморска и прилегающей акватории обнаружен североамериканский бокоплав *Gammarus tigrinus*, новый вид для российской части акватории Финского залива (Berezina, 2007). В 2003 г. *G. tigrinus* был найден вдоль финского побережья Финского залива (Pienimäki et al., 2004) и возможное вселение его в российскую часть акватории Финского залива предсказывалось ранее (Березина, 2004).

G. tigrinus, обычный для эстуариев атлантического побережья северной Америки, появился в Европе в 1930-х гг. в результате случайного заноса в Северную Ирландию с балластными водами судов (Hynes, 1955). В Балтийском море *G. tigrinus* впервые отмечен в 1975 г. (Vulnheim, 1976). В 1990-х он широко расселился Южной и Восточной Балтике. В эстуарий р. Невы этот вид был привезен с балластными водами судов из других районов Балтийского моря. Численность *G. tigrinus* в российской части Финского залива составляет 99–126 экз./м² (Berezina, 2007).

Амфипода *Chelicorophium curvispinum* — один из видов автохтонной фауны Каспийского моря и водоемов Азово-Черноморского бассейна (Бирштейн, Рома-

нова, 1968), встречается в пресных и олигогалинных участках при солености не выше 5‰ (Осадчих, 1971; Романова, 1975). Этот вид был впервые описан из Северного Каспия (Sars, 1895). С начала XX в. *C. curvispinum* отмечается за пределами этих водоемов: в реках Волга (Державин, 1912; Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976), Дон (Мартынов, 1924; Бенинг, 1936), Урал (Бенинг, 1928), Днепр (Mastitsky, Makarevich, 2007), Днестр (Дедю, 1967), Дунай (Unger, 1918; Jażdżewski, 1980). В 1920–30-е гг. появились сведения о находках этого вида в олигогалинных частях Балтийского моря: в Куршском и Вислинском заливах и Щецинской лагуне (Schellenberg, 1925; Riech, 1926; Neuhaus, 1933; Николаев, 1963; Jażdżewski, 1980). В настоящее время этот вид стал обычным и многочисленным во многих частях Балтики: в проливах Каттегат и Белт, Куршском и Вислинском заливах, эстуарии р. Одра, в Финском заливе и впадающих в них реках (Gruszka, 1999; Leppäkoski et al., 2002; Jażdżewski, Konopacka, 2002; Jażdżewski et al., 2005; Ezhova et al., 2006; Kotta et al., 2006). В августе 2006 амфиподы *C. curvispinum* были обнаружены в устье р. Луги и Лужской губе Финского залива, где плотность его поселений варьировала от 29 ± 8 до 171 ± 47 экз./м² (Малявин и др., 2008).

Распределение биомасс разных групп беспозвоночных в различных частях эстуария крайне неравномерно. Количественные показатели отличались значительной пространственно-временной вариабельностью, хотя в целом можно выделить основные тенденции в доминировании тех или иных групп в эстуарии. Так, на севере Невской губы ключевым видом в сообществе был *G. fasciatus* (36%, рис. 2.9.3). На втором месте по биомассе (4.5 г/м²) — пиявки (*Glossiphonia complanata*, *Erpobdella octoculata*). Как и в 1980-е годы, значительного обилия (3.2 г/м²) достигали моллюски Gastropoda (*Viviparus viviparus*, *Bithynia tentaculata*, сем. Lymnaeidae) и Bivalvia (*Sphaerium corneum*, родов *Amesoda*, *Musculium*, се-

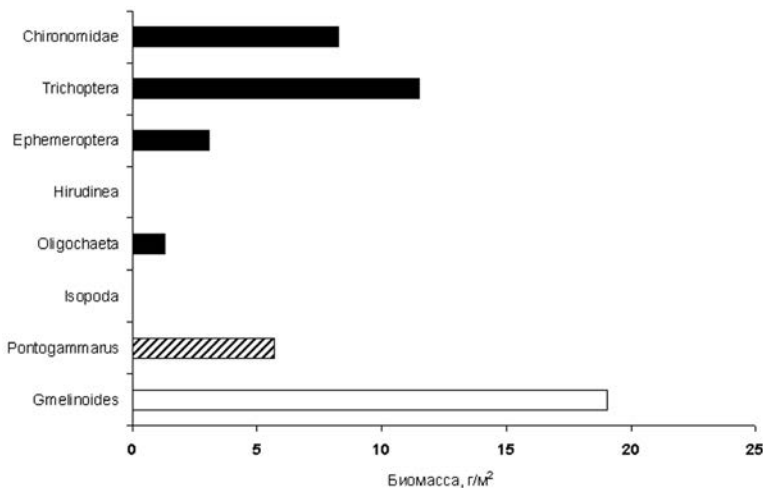


Рис. 2.9.3. Биомасса (г/м²) разных групп беспозвоночных в литорали южной части Невской губы (ст. 8).

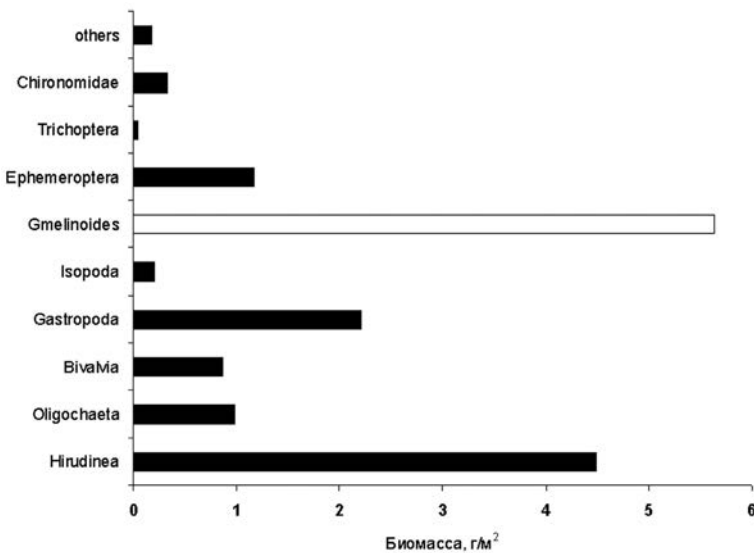


Рис. 2.9.4. Биомасса (г/м²) разных групп беспозвоночных в литорали северной части Невской губы (ст. 6).

мейств Pisidiidae и Euglesidae). Среди поденок (1.1–1.5 г/м²) доминировали в основном 2 вида — *Ephoron virgo* и *Caenis robusta*. Олигохеты достигали в среднем 1 г/м² и отличались высоким видовым богатством.

В южной части Невской губы (рис. 2.9.4) биомасса амфипод *G. fasciatus* и *P. robustoides* достигали 24.7 г/м² и составляла свыше 50% от общей биомассы зообентоса. На втором месте по биомассе были ручейники (12 г/м²), среди которых обычны *Hydropsyche contubernalis*, *Agraylea multipunctata*, *Athripsodes cinereus*, *Phryganea bipunctata*, *Holocentropus stagnalis*. Важное место в зообентосе занимали хирономиды (9 г/м²). Биомассы поденок (*E. virgo* и *C. robusta*) достигали 3 г/м². Биомасса олигохет достигала 1.1 г/м², что составляло 0.6% от общей биомассы.

В прибрежье восточной части Финского залива зообентос представлен теми же группами, что и в Невской губе, однако их значение в сообществе значительно ниже (рис. 2.9.5). Биомассы амфипод варьируют год от года. В июле 2006 г. они достигали 15.6 г/м². В это время лидирующее положение в общей биомассе зообентоса занимали также хирономиды (4.2 г/м²), видовое разнообразие которых очень высоко (табл. 2.7.1). Биомассы остальных групп (олигохет, моллюсков, ручейников и поденок) были значительно ниже, чем в Невской губе, изменялись от 0.25 до 0.6 г/м².

Максимального развития хирономиды достигали на глубинах от 0.2 до 0.7 м. В июне и сентябре их численность была 30 и 34 тыс. экз./м², соответственно, что составило 96 и 66% от общей численности зообентоса. В июле и августе численность хирономид была заметно ниже (1.93 и 6.3 тыс. экз./м²), что, по-видимому,

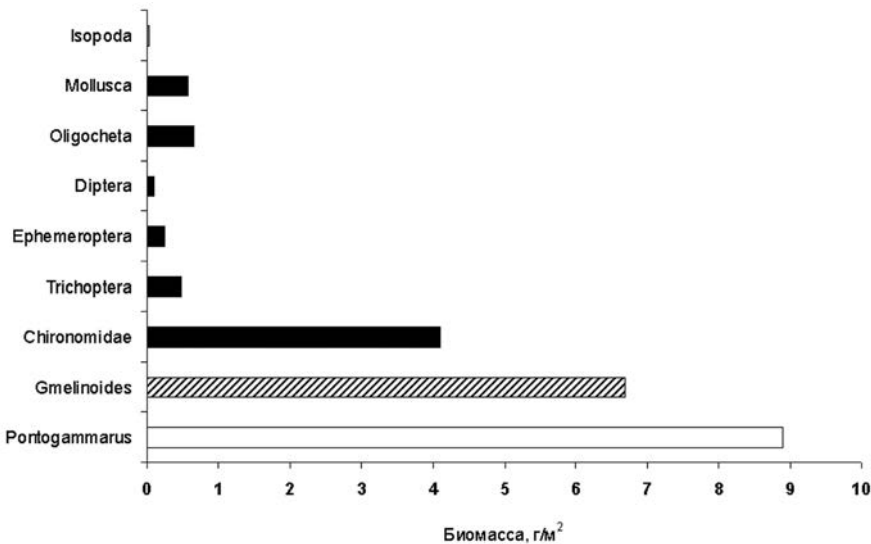


Рис. 2.9.5. Биомасса (г/м²) разных групп беспозвоночных в литорали северной части эстуария р. Невы (ст. 5).

связано с вылетом личинок в этот период. На глубинах от 1.5 до 3 м численность хирономид была заметно ниже, чем в каменистой литорали (от 0.99 до 8.5 тыс. экз./м²), составляя от 22.2 до 96.9% от суммарной численности донных животных.

Среди амфипод доминировали по численности и биомассе 3 вида: байкальский *G. fasciatus*, понтокаспийский *P. robustoides*, высокоарктические бореальные *Gammarus zaddachi* и *G. salinus* (рис. 2.9.2). Амфиподы-вселенцы доминировали по биомассе, составляя от 10 до 90% в общей биомассе. В Невской губе и Курортной зоне Финского залива основу донных сообществ составляли 2 вида *G. fasciatus* и *P. robustoides* (рис. 2.9.3–2.9.5). В июле 2006 г. биомассы *G. fasciatus* достигали 5.6–19 г/м² (или 36–38% в общей биомассе зообентоса), а *P. robustoides* — 5.7–8.9 г/м² (12–41%). Существенно снизилась численность популяций *G. pulex* и *Pallasea quadrispinosa*, ранее многочисленных в отдельных местообитаниях вида (Дерюгин, 1925). *G. pulex* встречается только в южной части акватории (рис. 2.9.4) и имеет невысокую численность (16–64 экз./м²). Из фауны Невской губы исчезли озерные бокоплавы *Gammarus lacustris*, ранее обычные в прибрежье ее северной части в районе Морская-Ольгино (Винберг, Гутельмахер, 1987).

В сообществе хирономид на большинстве участков эстуария доминировали виды п/сем. Orthoclaadiinae: *Cricotopus bicinctus*, *C. biformis*, *C. silvestris*, *Synorthocladus nudipennis* и *Corynoneura celeripes* (табл. 2.9.2). Многочисленны были хирономиды п/сем. Chironominae трибы Tanytarsini: *Tanytarsus medius*,

Таблица 2.9.2

Максимальные численности доминирующих видов хирономид

Название вида	Максимальная численность, экз./м ²
<i>Cricotopus bicinctus</i>	7680
<i>C. biformis</i>	5760
<i>C. silvestris</i>	5712
<i>Synorthocladius nudipennis</i>	1869
<i>Corynoneura celeripes</i>	1869
<i>Tanytarsus medius</i>	6720
<i>Paratanytarsus quintuplex</i>	7776
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	4224
<i>Polypedilum scalaenum</i>	3840
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	3072
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	1152

Paratanytarsus quintuplex, *Rheotanytarsus* sp. Триба Chironomini была представлена широким спектром видов (табл. 2.9.2), среди которых доминировали *Demicryptochironomus vulneratus*, *Dicrotendipes nervosus* и *Glyptotendipes paripes*. Хищные личинки хирономид п/сем. Tanypodinae были представлены 10 видами, среди которых доминировали виды рода *Procladius*.

Количество олигохет в прибрежной зоне значительно, пробы содержат от 10 до 20 видов олигохет на глубине 0–0.5 м и от 4 до 14 видов на глубине 1.5–2 м. Доминируют по численности виды рода *Nais* (*N. christinae*, *Nais barbata*, *Nais elinguis*, *Nais variabilis*, *Stylaria lacustris*, *Limnodrilus hoffmeisteri* и представители сем. Enchytraeidae (табл. 2.9.3). Кроме того, в отдельные даты на некоторых станциях доминировали *Ripistes parasita*, *Aulodrilus limnobius*, *Tubifex tubifex*, *Stylodrilus heringianus*.

На разных участках побережья в число доминантов среди олигохет выделяются разные виды (табл. 2.9.3). Кроме того, на одной и той же станции возможна сезонная смена доминирующих видов. Так, например, в 2004 г. в районе г. Зеленогорска на глубине 0.5 м в мае доминировал *Nais elinguis*, составляя 37.5% от общей численности наидид. В июне этот вид практически исчез из состава бентоса (0.25% общей численности наидид), зато высокой численности достиг *Nais barbata* (43% численности наидид). В районе г. Петродворца (глубина 0.5 м) в 2004 г. значительно возросла роль энхитреид в формировании общей численности олигохет (с 4% в мае до 31% в июле); при этом наидиды *N. elinguis* и *N. christinae* сохраняли свой доминантный статус в течении всего этого периода. Самым распространенным и массовым видом побережья, чаще прочих выступающим в роли доминанта в нашем материале оказался *Nais barbata*. В прибрежье, в отличие от открытой части Невской губы и Финского залива, наидиды сохраняют свою доминирующую роль в численности олигохет даже в осенние месяцы (сентябрь).

Таблица 2.9.3

Максимальные численности доминирующих видов олигохет

Название вида	Максимальная численность, экз./м ²
<i>Nais barbata</i>	15840
<i>N. christinae</i>	6336
<i>N. elinguis</i>	8712
<i>N. variabilis</i>	16368
<i>Stylaria lacustris</i>	21952
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	6054
<i>Ripistes parasita</i>	3200
<i>Aulodrilus limnobius</i>	1353
<i>Tubifex tubifex</i>	5280
<i>Stylodrilus heringianus</i>	2240
<i>Enchytraeidae</i> gen. sp.	6600

Негативное воздействие на популяции олигохет в прибрежье оказывали шторма, снижая существенно численность и количество видов олигохет.

Проведенная инвентаризация фаунистического состава макрозообентоса в 1998–2006 гг. в прибрежной зоне эстуария р. Невы показывает высокое видовое богатство и разнообразие сообществ. Известный ранее список (в 1980-е гг.) существенно дополнен (на 43 ед.). Отмечается высокое видовое сходство между сообществами Невской губы и восточной части Финского залива.

2.10. МЕЙОБЕНТОС НЕВСКОЙ ГУБЫ И ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Пробы мейобентоса отбирались в 2001–2006 гг. на глубинах 0.3–0.5 м в прибрежных зонах Невской губы и Финского залива, а также в глубоководной части этой акватории на глубинах 3.0–25.0 м (рис. 2.10.1, 2.10.2). Мейобентос Невской губы прежде уже изучался (Петухов, 1987). Данное исследование позволит выяснить современное состояние мейобентоса Невской губы (на примере двух станций) и обширной акватории Финского залива (в отличие от предыдущего исследования). Грунты на станциях отбора проб были: в прибрежье — пески разной степени заиленности, на больших глубинах — илы. На малых глубинах пробы отбирались почвенным стаканчиком, а на больших — дночерпателем. Часть проб фиксировали 4%-ным формалином, часть разбирали в живом виде. Пробу процеживали через сито с ячейей 90 мкм и просматривали под биноклем в камере Богорова. Видовое определение олигохет не проводили. Индивидуальная масса животных вычислялась по уравнению $W = gL^b$, где W — индивидуальная масса, мг (для Nematoda — мкг); L — длина тела, мм; константы g , b уравнения для различных животных приведены в табл. 2.10.1.

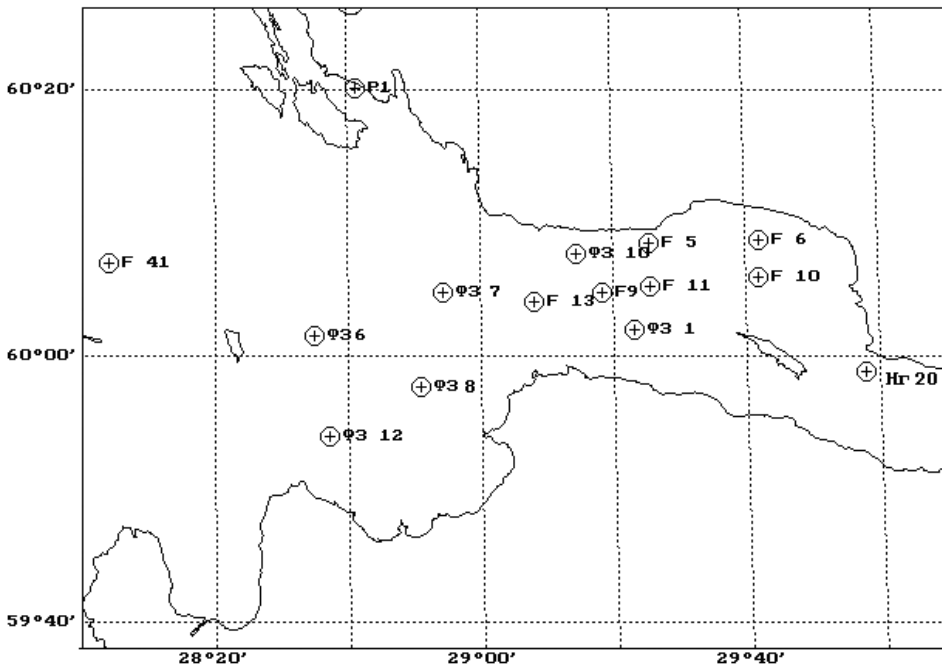


Рис. 2.10.1. Схема отбора проб мейобентоса глубоководных станций в Финском заливе и Невской губе.

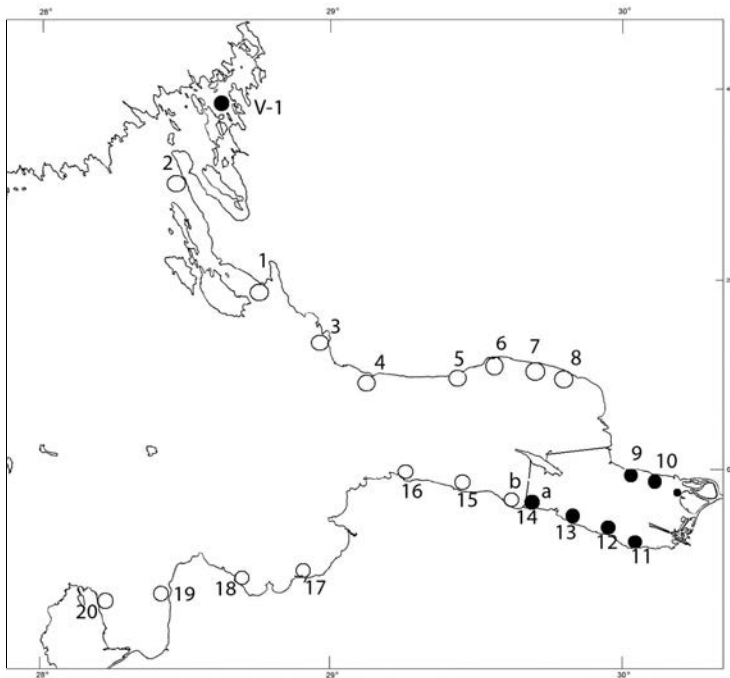


Рис. 2.10.2. Схема отбора проб прибрежных станций на Финском заливе и в Невской губе. 1 — Приморск; 2 — Вязы; 3 — р. Окуневая; 4 — мыс Флотский; 5 — Смолячково; 6 — Ушково; 7 — Зеленогорск; 8 — Решино; 9 — Лисий нос; 10 — Ольгино; 11 — Стрельна; 12 — Петродворец; 13 — Ломоносов; 14 — дамба (а, б); 15 — Б. Ижора; 16 — Графская бухта; 17 — Копорская губа; Систа-Палкино; 18 — Копорская губа, Колганпя; 19 — Лужская губа, Ручьи; 20 — Лужская губа, Липово.

Таблица 2.10.1

Коэффициенты (g, b) уравнений зависимости индивидуальной массы организмов мейобентоса от их линейных размеров

Группа животных	g	b	Литературный источник
Nematoda*	0.42	2.63	Цалолихин, 1981
Nematoda*	0.17	2.82	Цалолихин, 1981
Nematoda*	1.024	2.21	Цалолихин, 1981
Ostracoda	0.189	3.091	Ансар, 1976
Cyclopoida	0.037	2.762	Балушкина, Винберг, 1979
Cladocera	0.075	2.925	Балушкина, Винберг, 1979
Harpacticoida	0.033	2.719	Набережный, Ирмашева, 1980
Chironomidae	0.0095	2.781	Балушкина, Винберг, 1979
Oligochaeta	0.0785	1.997	Джендереджян, Унанян, 1980

Примечание. * — в зависимости от отношения длины тела к ширине нематод.

Таблица 2.10.2
Список видов мейобентоса прибрежья Финского залива и Невской губы в 2004 г.

Группы и виды животных	Невская губа	Финский залив	Группы и виды животных	Невская губа	Финский залив
Nematoda			Ostracoda		
1. <i>Pseudoncholaimus</i> sp.		+	22. <i>Cyclocipris ovum</i> (Jur.)	+	+
2. <i>Tobrilus gracilis</i> (Bast.)	+	+	Harpacticoida		
3. <i>T. helveticus</i> (Hofm.) ?	+	+	23. <i>Canthocamptus staphylinus</i> Jur.	+	+
4. <i>T. brevisetosus</i> (W. Schneider.)	+		Cyclopoida		
5. <i>Eutobrilus grandipapillatus</i> (Braconh.)	+		24. <i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	+	+
6. <i>Brevitobrilus stefanski</i> (Micol.)	+	+	25. <i>Acanthocyclops bicuspidatus</i> (Claus)	+	+
7. <i>Neotobrilus longus rossicus</i> Tsal.	+		26. <i>Cyclops</i> sp. Claus	+	+
8. <i>Tripyla filipjevi</i> (Filip.)	+	+	Cladocera		
9. <i>Ironus tenuicandatus</i> de Man	+	+	27. <i>Chydorus spaericus</i> (O.F. Mul.)	+	+
10. <i>Plectus tenuis</i> Andr.	+	+	28. Chydoridae gen. sp.	+	+
11. <i>Dorylaimus siggnalis</i> Dujard.	+	+	<i>Chironomidae</i>		
12. <i>Chromadorita leuckarti</i> (de Man)	+	+	29. <i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walk.)	+	
13. <i>Prochromadora oerleyi</i> (de Man)	+		30. <i>Tanytarsus lobatifrons</i> Kieff.		+
14. <i>Mesotheristus setosus</i> (Butsch.)		+	31. <i>Monodiamesa bathyphila</i> (Kieff.)	+	
15. <i>Mononchus truncates</i> Bast.	+	+	32. <i>Polypedilum nubeculosum</i> Meig	+	
16. <i>Prismatolaimus intermedius</i> (Butsch.)	+		33. <i>Cryptochironomus</i> sp. (Pagast)	+	
17. <i>Monhystera</i> sp. Bast.		+	34. <i>Limnochironomus nervosus</i> Staeg.	+	
18. <i>M. stagnalis</i> Bast.	+		Oligochaeta		
19. <i>M. paludicola</i> de Man	+		35. Naididae gen. sp.	+	+
20. <i>Clarcus papillatus</i> (Bast.)		+	36. Tubificidae gen. sp.	+	+
21. <i>Axonolaimus spinosus</i> (Butsch.)		+	Всего	30	24

Таблица 2.10.3
 Список видов животных мейобентоса Финского залива и Невской губы в 2001 г. (глубоководная часть)

	Hr-20	F-5	F-6	F-9	F-10	F-11	ФЗ-1	ФЗ-12	ФЗ-7	ФЗ-8
Nematoda										
1. <i>Tobrilus brevisetosus</i> (W. Schn.)	+	+	+	+			+		+	+
2. <i>T. gracilis</i> (Bast.)	+									
3. <i>Dorylaimus stagnalis</i> Dujard.	+		+							
4. <i>Ironus ignavus</i> Bast.	+									
5. <i>Monhystera</i> sp. Bast.									+	
6. <i>Eithmolaimus pratensis</i> de Man	+									
7. <i>Chromadorita leuckarti</i> (de Man)		+	+	+	+	+	+	+	+	+
8. <i>Daptonema setosa</i> Tch.				+	+	+				+
9. <i>Plectus</i> sp.				+						
10. <i>Paraplectonema pedunculatum</i> (Hofm.)	+		+		+					
11. <i>Aphanolaimus aquaticus</i> Dad.								+		
12. <i>Leptolaimus</i> sp. De Man									+	
13. <i>Axonolaimus spinosus</i> W. Schn.		+		+				+	+	+
Ostracoda										
14. <i>Limnocythere inopinata</i> (Baird)		+								+
Harpacticoida										+
15. <i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jur.)		+		+						
Cyclopoida										
16. <i>Eucyclops</i> sp. Claus		+		+						
17. <i>Oligochaeta</i> indet.										
Всего	6	6	4	7	2	2	2	3	5	6

Всего за время исследований было собрано и обработано около 400 проб мейобентоса, просмотрено около 1.5 тысяч экземпляров нематод в глицериновых препаратах.

Мейобентос изученной акватории представлен 30 видами и группами животных (табл. 2.10.2). На отдельных глубоководных станциях число видов мейофауны составляло 2–7 (табл. 2.10.3). Наибольшее количество видов (13–21) приходилось на нематод. В прибрежной зоне было обнаружено 6 видов хирономид, 3 придонных циклопов. Другие представители мейобентоса представлены 1–3 видами. Среди нематод наиболее часто встречаются виды *Tobrilus gracilis*, *Eutobrilus grandipapillatus*, *Brevitobrilus stefanskii*, *Dorylaimus stagnalis*, *Tripyla filipjevi*. Другие виды нематод отмечались лишь на отдельных станциях. Среди хирономид наиболее частыми были: *Cladotanytarsus mancus*, *Polypedilum nubeculosum*, *Cryptochironomus* sp. Придонные циклопы, как правило, были представлены *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops bicuspidatus*. Современный список видов включает в себя все виды, встреченные ранее (Петухов, 1987). Массовые виды мейофауны сохранили свое место и в новом списке.

Глубоководная зона

Глубоководная зона отличалась бедностью видового состава мейофауны. За период исследований здесь было обнаружено 17 видов и групп животных мейобентоса. На станцию приходилось по 2–7 таксона (табл. 2.10.3). Наибольшим разнообразием отличались нематоды (13 видов). Среди них наиболее частыми: *Tobrilus brevisetosus*, *Dorylaimus stagnalis*, *Chromadorita leuckarti*, *Axolaimus spinosus*. Последний вид нематод относится к солоноватоводным. Остальные виды животных мейофауны встречались отдельными экземплярами на некоторых станциях.

Таблица 2.10.4

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса Невской губы и мелководной части Финского залива в 2001 г.

Группы животных	Станции					
	Нг 20	F-5	F-6	F-9	F-10	F-11
Nematoda	50/0.15*	31/0.05	5/0.006	64/0.09	3/0.004	5/0.01
Ostracoda	–	0.2/0.04	–	–	–	–
Сyclopoida	–	0.8/0.07	–	4/0.24	–	–
Нарpacticoida	–	0.2/0.01	–	5/0.14	–	–
Эвмейобентос	50/0.15	32.2/0.17	5/0.006	73/0.47	3/0.004	5/0.01
Oligochaeta	–	–	–	–	–	–
Псевдомейобентос	–	–	–	–	–	–
Мейобентос	50/0.15	32.2/0.17	5/0.006	73/0.47	3/0.004	5/0.01

Примечание. * — числитель: численность; знаменатель: биомасса.

Таблица 2.10.5

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса
глубоководной части Финского залива в 2001 г.

Группы животных	ФЗ-1	ФЗ-12	ФЗ-7	ФЗ-8
Nematoda	28/0.03	6/0.01	47/0.08	50/0.07
Ostracoda	–	–	–	1/0.15
Cyclopoida	–	–	–	–
Harpacticoida	–	2/0.04	–	6/1.08
Эвмейобентос	28/0.03	8/0.05	47/0.08	57/1.30
Oligochaeta	–	1/0.15	–	–
Псевдомейобентос	–	1/0.15	–	–
Мейобентос	28/0.03	9/0.20	47/0.08	57/1.30

Примечание. Обозначения как в табл. 2.10.4.

На мелководных станциях (табл. 2.10.4), как правило, встречались одни нематоды с численностью 3–64 тыс. экз./м² (биомасса соответственно — 0.004–0.15 г/м²). Лишь на двух станциях были встречены остракоды, придонные циклопы, гарпактициды в небольших количествах. В целом численность животных на этих станциях составила 3–73 тыс. экз./м², биомасса — 0.004–0.47 г/м².

На глубоководных станциях (табл. 2.10.5) в пробах встречались, как правило, одни нематоды. Наиболее богатой по количеству групп мейобентоса оказалась станция ФЗ-12, на которой помимо нематод были встречены гарпактициды и единичные олигохеты и станция ФЗ-8 — с нематодами, остракодами и гарпактицидами. Численность животных мейобентоса на этих станциях составляла 9–57 тыс. экз./м², биомасса соответственно — 0.03–1.08 г/м². Основу общей численности на всех станциях составляли нематоды, а на станции ФЗ-8 основная часть биомассы животных приходилась на гарпактицид.

Прибрежная часть

Мейобентос прибрежной части акватории изучался в 2004–2006 гг. С этой целью были предприняты объезды северного и южного побережья (июль 2004 г.). Кроме того, были проведены сезонные наблюдения за состоянием мейобентоса на станциях 10 (Ольгино), 12 (Петродворец), 7 (Зеленогорск) (рис. 2.10.2).

Качественный состав мейобентоса южного побережья оказался бедным (табл. 2.10.6). В его состав, в основном, входили нематоды (*Ironus ignavus*, *Dorylaimus stagnalis*, *Plectus tenuis*, *Brevitobrilus stefanskii*, *Tobrilus gracilis*, *Pseuoncholaimus* sp., *Trypila filipjevi*) в небольшом количестве, попадались единичные остракоды, придонные циклопы, гарпактициды, олигохеты. Лишь на ст. 5 (Систа-Палкино) в мейобентосе встретились практически все группы животных. Численность животных также оказалась невысокой 3–67 тыс. экз./м², биомассы — тоже 0.093–2.281

Таблица 2.10.6

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса прибрежья южного берега Финского залива в июле 2004 г.

Группы животных	Станции							Среднее
	14а	11	12	20	17	18	16	
Nematoda	1/0.0008	2/0.012	–	11/0.11	30/0.11	3/0.022	2/0.012	7/0.038
Ostracoda		1/0.15	–		5/0.75			1/0.13
Cyclopoida	2/0.122	4/0.196	–		1/0.061	2/0.088	1/0.061	1/0.08
Haracticoida			–	1/0.02	28/0.56	2/0.04	1/0.02	4/0.09
Cladocera			–					
Hydracarina			–		1/0.20			1/0.03
Эвмейобентос	3/0.1228	7/0.358	–	12/0.13	65/2.041	7/0.154	4/0.093	13/0.368
Oligochaeta		2/0.24	–		2/0.24	2/0.24		1/0.10
Chironomidae			–					
Псевдомейобентос		2/0.24	–		2/0.24	2/0.24		1/0.10
Мейобентос	3/0.1228	9/0.598	–	12/0.13	67/2.281	9/0.394	4/0.093	14.0/0.468

Примечание. 14а — дамба южного берега; 11 — Стрельна; 12 — Петродворец; 20 — Ручьи; 17 — Сиса-Палкино; 18 — мыс Колгомпя; 16 — Графская бухта.

Таблица 2.10.7

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса прибрежья северного берега Финского залива в июле 2004 г.

Группы животных	Станции						Среднее
	1	2	4	5	6	7	
Nematoda	11/0.044	14/0.077	4/0.032	12/0.102		30/0.088	10/0.057
Ostracoda						2/0.15	0.3/0.025
Cyclopoida		1/0.082		1/0.061	2/0.162		0.7/0.051
Haracticoida		3/0.06		2/0.04			0.8/0.02
Cladocera		1/0.086		3/0.225	1/0.22		0.8/0.088
Hydracarina							
Эвмейобентос	11/0.044	19/0.305	4/0.032	18/0.433	3/0.382	32/0.238	12.6/0.241
Oligochaeta				10/1.20			1/0.20
Chironomidae			1/0.07		3/0.21		0.7/0.05
Псевдомейобентос			1/0.07	10/1.20	3/0.21		2/0.25
Мейобентос	11/0.044	19/0.305	5/0.102	28/1.633	6/0.592	32/0.238	14.6/0.491

Примечание. 1 — Приморск; 2 — Вязь; 4 — мыс Флотский; 5 — Смолячково; 6 — Ушково; 7 — Зеленогорск.

г/м². Самые высокие значения численности и биомассы также были выявлены на ст. 5 (Систа-Палкино). Средние показатели численности и биомассы мейобентоса южного побережья составили 14 тыс. экз./м² и 0.468 г/м². Обезд северного побережья также выявил бедность мейофауны (табл. 2.10.7) — как в качественном, так и в количественном отношении. Все группы мейобентосных животных, кроме нематод, встречались единично. Наиболее богатой по количеству групп животных оказались станции 5 (Смолячково) и 2 (Вязы). Численность животных на разных станциях находилась в пределах 5–32 тыс. экз./м², биомасса — 0.044–1.633 г/м². Основу общей численности составляли нематоды, биомассы — олигохеты, остракоды, придонные кладоцеры. Средние численность и биомасса мейобентоса северного и южного побережий оказались очень близки.

На ряде станций были проведены сезонные наблюдения за развитием мейобентоса прибрежной зоны. Мейобентос станции 10 (Ольгино) изучался в 2004 г. (табл. 2.10.8). Мейобентос в течение сезона отличался бедностью групп — были встречены нематоды. Лишь в августе к нематодам присоединились водяные клещи и олигохеты. Число видов нематод варьировало от 2 (июнь) до 8 (июль). Наиболее часто встречались: *Brevitobrilus stefanskii*, *Tripyla filipjevi*, *Eutobrilus grandipapillatus*, *Dorylaimus stagnalis*. Остальные нематоды встречались единично. Численность мейобентоса составляли 7–114 тыс. экз./м², биомассы — 0.042–0.485 г/м², средняя за сезон численность мейобентоса 39 тыс. экз./м², биомасса — 0.288 г/м².

На станции 7 (Зеленогорск) мейофауна была несколько разнообразнее. Помимо 5 видов нематод здесь встречались придонные циклопы, гарпактициды, олигохеты, хирономиды. По количеству видов доминировали нематоды: *Tobrilus gracilis*, *T. brevisetosus*, *Eutobrilus grandipapillatus*. В пробах попадались нематоды, характерные для солоноватых вод: *Chromadorita leuckarti*, *Mesotheristus* sp. Общая числен-

Таблица 2.10.8

Численность (тыс.экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса ст. Ольгино в 2004 г.

Группы животных	Май	Июнь	Июль	Август	Среднее за сезон
Nematoda	17/0.10	114/0.385	16/0.042	4/0.025	38/0.138
Ostracoda					
Cycljpoidea					
Harpacticoida					
Cladocera					
Hydracarina				1/0.22	0.3/0.07
Эвмейобентос	17/0.10	114/0.385	16/0.042	5/0.245	38.3/0.208
Oligochaeta				2/0.24	0.7/0.08
Chironomidae					
Псевдомейобентос				2/0.24	0.7/0.08
Мейобентос	17/0.10	114/0.385	16/0.042	7/0.485	3/0.288

Таблица 2.10.9

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса ст. Зеленогорск в 2004

Группы животных	Май	Июль	Август	Среднее за сезон
Nematoda	7/0.020	11/0.077	1/0.002	6.3/0.033
Ostracoda				
Cyclopoida		1/0.044	2/0.070	1.0/0.038
Harpacticoida			1/0.02	0.3/0.01
Cladocera				
Hydracarina				
Эвмейобентос	7/0.020	12/0.121	4/0.095	7.6/0.027
Oligochaeta		16/1.92	1/0.12	5.7/0.68
Chironomidae			1/0.07	0.3/0.02
Псевдомейобентос		16/1.92	2/0.19	6.0/0.70
Мейобентос	7/0.020	28/2.041	6/0.285	13.6/0.727

ность мейобентосных животных составляла 6–28 тыс. экз./м² (в среднем за сезон 14 тыс. экз./м²), биомасса — 0.020–2.041 г/м² (средняя 0.727 г/м²). В июле основу численности и биомассы создавали олигохеты. В августе число групп мейобентоса было самым большим, но общая численность и биомасса мейобентоса сократилась по сравнению с предыдущим месяцем (табл. 2.10.9).

На станции 12 (Петродворец) исследования проводились дважды: в 2004 и 2006 гг. Мейофауна станции была представлена различными группами животных. Доминировали по числу видов нематоды. Наиболее частыми были: *Brevitobrilus stefanskii*, *Chromadorita leuckarti*, *Dorylaimus stagnalis*, *Tobrilus gracilis*, *Monhyстера* sp.

Таблица 2.10.10

Численность (тыс. экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса ст. Петергоф в 2004 г.

Группы животных	Май	Июнь	Август	Среднее за сезон
Nematoda	18.0/0.19	1.0/0.017	7.0/0.088	9.0/0.10
Ostracoda	3.0/0.43	1.0/0.15	1.0/0.08	1.7/0.22
Cyclopoida		1.0/0.0326	1.0/0.061	0.7/0.03
Haracticoida				
Cladocera	1.0/0.075			0.3/0.02
Hydracarina			2.0/0.32	0.7/0.11
Эвмейобентос	22.0/0.63	3.0/0.2196	11.0/0.549	12.4/0.48
Oligochaeta	2.0/0.24			0.7/0.08
Chironomidae		1.0/0.07		0.3/0.02
Псевдомейобентос	2.0/0.24	1.0/0.07		1.0/0.10
Мейобентос	24.0/0.87	4.0/0.29	11.0/0.549	13.4/0.58

Часто в пробах также встречалась остракода *Cyclocipris ovum*, гарпактицида *Canthocamptus staphylinus*. Нематоды были встречены во всех пробах на станции. Наиболее богатым оказался мейобентос в летние месяцы (табл. 2.10.10, 2.10.11). В разные годы наблюдений численность мейобентоса составили 2–88 тыс. экз./м², биомасса — 0.012–7.221 г/м². Основу общей численности мейобентоса, как правило, создавали нематоды, а биомассы — остракоды, олигохеты, водяные клещи.

Таблица 2.10.11

Численность (числитель, тыс. экз./м²) и биомасса (знаменатель, г/м²) мейобентоса прибрежья на ст. Петергоф в 2006 г.

Группы животных	Май	Июль	Август	Сентябрь	Среднее за сезон
Nematoda	26/0.154	27/0.071	57/0.203	1/0.002	27/0.108
Ostracoda		17/2.55	13/1.95		7/1.12
Cyclopoida		1/0.044	5/0.275		1/0.08
Harpacticoida		1/0.02	3/0.03	1/0.01	1/0.02
Cladocera		5/0.256	2/0.15		2/0.10
Hydracarina		2/0.32	4/0.56		2/0.22
Эвмейобентос	26/0.154	53/3.261	84/3.168	2/0.012	40/1.648
Oligochaeta		33/3.96	3/0.36		9/1.08
Chironomidae			1/0.07		0.2/0.02
Псевдомейобентос		33/3.96	4/0.43		9.2/1.10
Мейобентос	26/0.154	86/7.221	88/3.598	2/0.012	49.2/2.748

Таблица 2.10.12

Структурно-функциональные характеристики мейобентоса прибрежья Финского залива. Сезонные наблюдения 2004 и 1987 гг.

Показатели	2004			1987	
	Зеленогорск	Ольгино	Петергоф	Ольгино	Петергоф
N (тыс экз/м ²)	13.7	38.5	13.0	28.0	11.5
B (г/м ²)	0.78	0.25	0.57	1.96	0.64
B (кДж/м ²)	4.30	1.40	2.00	9.45	3.1
P (кДж/м ²)	17.7	4.00	2.90	38.7	12.3
R (кДж/м ²)	56.4	11.6	9.2	122.7	39.1
A (кДж/м ²)	74.1	15.6	12.2	161.4	51.4
P/R	0.31	0.34	0.32	0.32	0.31
P/B	4.12	2.93	1.47	4.10	4.00
K _{2b}	0.24	0.26	0.24	0.24	0.24

Примечание. N — численность мейобентоса; B — биомасса мейобентоса; P — продукция; R — траты на обмен; A — ассимиляция; P/R — отношение полезной энергии на выходе из системы (сообщества животных) к энергии, рассеиваемой животными в процессах обмена в виде тепловой; P/B — коэффициенты; K_{2b} — коэффициент эффективности использования ассимилированной энергии на создание продукции сообщества или эффективности продуцирования.

Средние за сезон в разные годы показатели численности составляли 13.4–50.5 тыс. экз./м², биомассы — 0.58–2.748 г/м².

Мейофауна прибрежной зоны Невской губы практически не изменилась за прошедшие 20 лет. Массовыми остались те же виды животных. Основным компонентом мейобентоса оставались нематоды. Средняя численность прибрежных животных мейобентоса в 80-е гг. составляла 48.2–130.0 тыс. экз./м², биомассы — 1.85–3.08 г/м², что соответствует и современным данным.

В табл. 2.10.12 приведены структурно-функциональные характеристики мейобентоса побережья Финского залива современные и по материалам 1987 г. Из данных табл. 2.10.12 видно, что количественные характеристики за прошедшие годы изменились незначительно. Лишь биомасса мейобентоса на ст. 10 (Ольгино) стала значительно меньше. Численности мейобентоса на сезонных станциях оказались невысокими — 13–38 тыс. экз./м². Самая высокая численность животных была обнаружена на станции, расположенной в закрытой заросшей водной растительностью бухте. Продукция мейобентоса также оказалась невысокой — 2.9–17.7 кДж/м². Коэффициенты P/R, P/B, K_{2b} соответствовали таковым для водоемов Северо-Запада. Приведенные сведения дополняют данные по структуре и функционированию донного населения Невской губы и восточной части Финского залива.

2.11. РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Видовой состав рыбного населения

Эстуарий широко открывается в сторону центра Финского залива и неоднороден в экологическом отношении. Вдоль длинной оси с востока на запад существенно различаются такие важные для рыб параметры среды, как соленость воды, кислородный режим в придонных слоях, характер донных отложений, глубины и др. В связи с этим видовой состав рыбного населения не однороден и изменяется от типично пресноводного в Невской губе и узкой прибрежной зоне, находящейся под влиянием материкового стока, до морского в открытых участках. Однако из-за отсутствия четко выраженных физических и экологических барьеров выделять в эстуарном районе отдельные участки с характерным только для них рыбным населением можно лишь условно (кроме Невской губы). Рыбы широко мигрируют по акватории восточной части Финского залива и границы распространения, например, видов морского и пресноводного комплексов оказываются размытыми. На встречаемость рыб в отдельных губах оказывает влияние также динамика водных масс (сгонные и нагонные явления и т.п.), обуславливающая колебания солености воды и перемещения соответствующих групп рыб. Достаточно четко выделяется рыбное население Невской губы, в составе которого доминируют пресноводные виды, но и они не специфичны только для этой губы, так как она служит питомником по отношению к рассматриваемому району в целом. В губу в весенний период в массе заходят рыбы для нереста и затем покидают ее для нагула и зимовки в прилежащих участках залива. Поэтому в существующих сводках по рыбам восточная часть Финского залива обычно не подразделяется на отдельные участки (Берг, 1940; Кудерский, 1996; 1999) и последние выделяются в отдельных случаях при необходимости (Кошелев и др., 1983; Волков, 1987). По указанной причине в табл. 2.11.1 приводятся сводные данные по рыбному населению восточной части Финского залива, которая рассматривается в настоящей работе как эквивалент эстуария реки Невы. Таблица составлена по данным регулярных ихтиологических съемок, выполняемых ГосНИОРХ, с учетом сведений имеющихся в литературных источниках. Порядок расположения и номенклатура приняты в основном в соответствии с «Атласом пресноводных рыб России» (2002) и некоторыми другими сводками.

Представленный в табл. 2.11.1 перечень круглоротых и рыб, в основном, совпадает с опубликованными ранее списками видового состава рыбного населения восточной части Финского залива и Невской губе (Кудерский, 1996; 1999). Расхождения касаются лишь следующих видов. В статье Л.А. Кудерского (1996) в принимаемых в настоящей работе границах акватории отсутствуют черный бычок и ротан. Черный бычок добавлен в табл. 2.11.1 в связи с тем, что он периодически отмечался для Копорской губы и районов островов Сескар, Соммерс, Тютерс, банка Ногаева, а его личинки в массе регистрировались в ихтиопланктонных сбо-

Таблица 2.11.1

Видовой состав рыб эстуария реки Невы

Вид	Экологическая группа			Встречаемость		
	пресно-водный	проходной	морской	обычный	мало-численный	случайный
Класс Миноги — Cerhalaspidomorphi Семейство Миноговые — Petromyzontidae						
1. Речная минога — <i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	–	+	–	–
2. Морская минога — <i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758*	–	+	–	–	–	+
Класс Костные рыбы — Osteichthyes Семейство Осетровые — Acipenseridae						
3. Атлантический осетр — <i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758*	–	+	–	–	–	+
Семейство Сельдевые — Clupeidae						
4. Финта — <i>Alosa fallax</i> (Lacepede)*	–	–	+	–	–	+
5. Шпрот — <i>Sprattus sprattus balticus</i> (Schneider, 1904)	–	–	+	+	–	–
6. Салака — <i>Clupea harengus membras</i> Linnaeus, 1758	–	–	+	+	–	–
Семейство Лососевые — Salmonidae						
7. Атлантический лосось — <i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	–	+	–	–	+	–
8. Кумжа — <i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758*	–	+	–	–	–	+
Семейство Сиговые — Coregonidae						
9. Европейская ряпушка — <i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	–	–	+	–
10. Обыкновенный сиг — <i>Coregonus lavaretus lavaretus</i> , (Linnaeus, 1758)*	–	+	–	–	–	+
Семейство Хариусовые — Thymallidae						
11. Европейский хариус — <i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
Семейство Корюшковые — Osmeridae						
12. Евронейская корюшка — <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	–	+	–	–
Семейство Щуковые — Esocidae						
13. Обыкновенная щука — <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	–	–	+	–	–
Семейство Речные угри — Anguillidae						
14. Угорь речной — <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	–	–	–	+
Семейство Карповые — Cyprinidae						
15. Синец — <i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+

Продолжение табл. 2.11.1

Вид	Экологическая группа			Встречаемость		
	пресно-водный	проходной	морской	обычный	мало-численный	случайный
16. Лещ — <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
17. Уклейка — <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
18. Густера — <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
19. Серебряный карась — <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
20. Золотой карась — <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
21. Пескарь — <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
22. Голавль — <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)*	+	–	–	–	–	+
23. Язь — <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
24. Елец — <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
25. Чехонь — <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
26. Обыкновенный голянь — <i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
27. Плотва — <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
28. Красноперка — <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
29. Линь — <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
30. Сырть (рыбец) — <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)*	–	+	–	–	+	–
Семейство Балиториевые — Balitoridae						
31. Усатый голец — <i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
Семейство Вьюновые — Cobitidae						
32. Обыкновенная щиповка — <i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	+	–	–	–	+	–
33. Вьюн — <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	–	+
Семейство Сомовые — Siluridae						
34. Обыкновенный сом — <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758*	+	–	–	–	–	+
Семейство Тресковые — Gadidae						
35. Атлантическая треска — <i>Gadus morhua morhua</i> Linnaeus, 1758	–	–	+	+	–	–
Семейство Налимовые — Lotidae						
36. Налим — <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
Семейство Морские щуки — Belonidae						
37. Морская щука (сарган) — <i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	–	+

Продолжение табл. 2.11.1

Вид	Экологическая группа			Встречаемость		
	пресно- водный	про- ход- ной	мор- ской	обыч- ный	мало- чис- ленный	случай- ный
Семейство Колюшковые — Gasterosteidae						
38. Трехиглая колюшка — <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
39. Девятииглая колюшка — <i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	–	+	–
40. Длиннорылая колюшка — <i>Spinachia spinachia</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	–	+
Семейство Игловые — Syngnathidae						
41. Северная змеевидная игла — <i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	–	+
Семейство Бычковые — Gobiidae						
42. Малый бычок-лысун — <i>Potamoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)	–	–	+	–	+	–
43. Черный бычок — <i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	–	–	+	–	+	–
Семейство Керчаковые — Cottidae						
44. Обыкновенный подкаменщик — <i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758*	+	–	–	–	+	–
45. Керчак — <i>Myoxocephalus scorpius</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	+	–
46. Рогатка (четырёхрогий бычок) — <i>Trigloopsis quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	+	–	–
Семейство Пинагоровые — Cyclopteridae						
47. Пинагор — <i>Cyclopterus lumpus</i> Linnaeus, 1758	–	–	+	–	+	–
Семейство Окуневые — Percidae						
48. Обыкновенный ерш — <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus)	+	–	–	+	–	–
49. Речной окунь — <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	–	–	+	–	–
50. Обыкновенный судак — <i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	–	–	+	–	–
Семейство Липаридовые — Liparidae						
51. Европейский липарис — <i>Liparis liparis</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	–	+
Семейство Бельдюговые — Zoarcidae						
52. Бельдюга — <i>Zoarces viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	+	–
Семейство Головешковые - Eleotrididae						
53. Ротан — <i>Perccotus glenii</i> Dybowski, 1877	+	–	–	–	+	–

Окончание табл. 2.11.1

Вид	Экологическая группа			Встречаемость		
	пресно-водный	проходной	морской	обычный	мало-численный	случайный
Семейство Люмпеновые — Lumpenidae						
54. Люмпенус миноговидный — <i>Lumpenus lampretaeformis</i> (Walbaum, 1792)	–	–	+	–	–	+
Семейство Песчанковые — Ammodytidae						
55. Европейская малопозвонковая песчанка — <i>Ammodites tobianus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	+	–
56. Большая песчанка — <i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Le Sauvage, 1824)	–	–	+	–	–	+
Семейство Скумбриевые — Scombridae						
57. Атлантическая скумбрия — <i>Scomber scomber</i> Linnaeus, 1758	–	–	+	–	–	+
Семейство Калкановые — Bothidae						
58. Тюрбо — <i>Psetta maxima</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	–	+
Семейство Камбаловые — Pleuronectidae						
59. Речная камбала — <i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	+	–	+	–
Всего видов:	29	10	20	16	20	23

Примечание. «Встречаемость» — показатели обилия установлены по материалам учетных траловых съемок и литературным источникам; * — отмечены виды, внесенные в «Красные книги».

рах (Галкина, Широков, 1978; Широков и др., 1982). Что касается ротана, то это новый для залива вид. Он здесь успешно натурализовался и встречается в ряде заросших макрофитами мелководных участков Невской губы (Лаврентьева и др., 2006; Орлова и др., 2005). В статье (Кудерский, 1999) также отсутствуют указания о ротане как инвазийном виде, но приведены жерех и верховка. Обе эти рыбы отмечались А.В. Грибом (1949) как изредка проникавшие в Невскую губу в результате ската из р. Невы (жерех) и ручьев и прудов Петергофа (верховка). Однако за прошедшие после исследований А.В. Гриба 50 лет подтверждений о встречаемости обоих видов не появлялось, что исключить их из списка даже по категории случайных видов.

Два вида (серебряный карась и ротан) оказались в рассматриваемом районе в результате акклиматизации и как новые для местной ихтиофауны при дальнейшем анализе не учитываются. Таким образом, рыбное население эстуария р. Невы по современным данным включает 57 аборигенных видов. Кроме них изредка вылавливались ушедшие из рыбхозов и появившиеся при акклиматизации стерлядь (*Acipenser ruthenus* L.), сибирский осетр (*Acipenser baerii* Brandt), русский осетр (*Acipenser gueldenstaedtii* Brandt), радужная форель (*Parasalmo mykiss*

[Walbaum]), байкальский омуль (*Coregonus autumnalis migratorius* [Georgi]), чир (*Coregonus nasus* [Pal.]), муксун (*Coregonus muksun* [Pal.]), пелядь (*Coregonus peled* [Gmelin]), чукучан (*Catostomus catostomus* [Forster]), карп (*Cyprinus carpio* L.) и некоторые другие. Но перечисленные вселенцы не сформировали самовоспроизводящиеся популяции и их вылов носил эпизодический характер (Ружин, 1987; Кудерский, 1996; Кудерский, Печников, Волошенко, 2002). Принимая во внимание специфический характер встречаемости этих вселенцев при анализе видового состава местной ихтиофауны они не учитываются.

Зарегистрированные в эстуарии реки Невы 57 видов круглоротых и рыб относятся к 29 семействам, которые неравноценны по видовому разнообразию. Наиболее богато по числу видов семейство карповых: 15 видов, или 26.3% от их общего числа по эстуарию. По три вида содержат четыре семейства (сельдевые, колюшковые, керчаковые, окуневые), по два вида шесть (миноговые, лососевые, сиговые, вьюновые, бычковые, песчанковые) и по одному — остальные 18. Интересно отметить, что из карповых рыб восемь видов в рассматриваемом регионе обитают вблизи северной границы ареалов и семь продвигаются существенно севернее вплоть до Полярного круга (лещ, уклейка, золотой карась, язь, елец, обыкновенный голянь, плотва).

Промысловое значение отдельных семейств неравноценное. В годы оптимального состояния рыбных запасов (до начала 90-х годов прошлого столетия) основной объем вылова рыбы обеспечивали сельдевые (салака, в отдельные годы совместно с шпротом). С примерно равноценными показателями вылова были корюшковые и колюшковые. Замыкали группу семейств, лидировавших в промысловом отношении, окуневые и карповые. Рыбы, относящиеся к перечисленным пяти семействам составляли основу сырьевой базы рассматриваемого водоема. Что касается наиболее ценных в товарном отношении лососевых и сиговых рыб, то их значение в общих уловах всегда было невелико. Но оба эти семейства и, прежде всего, относящиеся к ним атлантический лосось и обыкновенный (невский) сиг неизменно фигурировали как наиболее значимые элементы местной ихтиофауны. Состояние их популяций постоянно привлекает внимание в природоохранном отношении.

Таким образом, в зависимости от выбора ведущих критериев характеристики рыбного населения, эстуарий р. Невы в целом может быть отнесен к водоемам карповым (по видовому разнообразию различных групп рыб), сельдевым (по величине общей ихтиомассы) или лососево-сиговым (по наличию наиболее ценных видов рыб).

Рыбное население рассматриваемого района неоднородно в экологическом отношении. Оно состоит из пресноводных, проходных (и полупроходных) и морских видов. Но при этом рыбы, относимые к первой группе не являются строго пресноводными и многие из них нагуливаются в осолоненных участках эстуария. Точно также виды третьей группы в связи с общей пониженной соленостью Балтийского моря и, особенно, его заливов не могут считаться строго морскими, так

Таблица 2.11.2

Встречаемость различных видов рыб в Выборгском заливе

Открытая часть; соленость воды 4‰ и выше		Внутренняя часть; соленость воды 2‰ и ниже		
Встречаемость, %	Виды	Встречаемость, %	Виды	
100–50%	салака	100–50%	лещ	
	корюшка		корюшка	
50–25%	треска		судак	
	трехиглая колюшка		плотва	
	судак		окунь	
	ерш		густера	
	шпрот		щука	
	лещ	ерш		
25–5%	сиг	50–25%	чехонь	
	минога		салака	
	бельдюга	25–5%	укляя	
	ряпушка		шпрот	
	девятиглая колюшка		девятиглая колюшка	
	плотва		Менее 5%	сиг
	густера			язь
окунь	угорь			
сырть	трехиглая колюшка			
Менее 5%	нет		ряпушка	
			налим	

как фактически обитают в солоноватоводных условиях. Проникновение пресноводных видов в солоноватоводную зону и морских в пресноводную наглядно иллюстрирует табл. 2.11.2, составленная по материалам, приведенным в статье К.В. - Волкова (1987). Это явление связано с высокой степенью опреснения как Финского залива, так и Балтики в целом.

Наиболее многочисленна в видовом отношении группа пресноводных рыб. В ее состав входит 27 видов, или 47.4% от общего числа аборигенных рыб. Виды пресноводного комплекса встречаются преимущественно в прибрежной зоне, занятой водными массами с минимальными показателями солености. Наиболее обширный район, в котором полно представлены пресноводные рыбы — Невская губа.

По распространению в эстуарии р. Невы пресноводные рыбы могут быть подразделены на следующие группы. Прежде всего выделяются литоральные формы и тесно связанные с прибрежной мелководной зоной. К ним относятся такие виды, как голец усатый, обыкновенная щиповка, обыкновенный подкаменщик, а также пескарь, голянь. В учетных траловых ловах они обычно не встречаются, либо крайне редки и поэтому относятся к малочисленным или даже случайным видам, хотя в соответствующих биотопах (каменисто-песчаные участки мелководий и др.)

могут обнаруживаться достаточно часто. Вторую группу составляют виды, прижи-мающиеся к побережью и населяющие наиболее опресненную зону (судак, лещ, плотва, щука, уклейка, густера и др.). По данным ихтиопланктонных съемок также ограничено распространение и личинок этих рыб. Третья группа распространена шире. Несмотря на тяготение к побережью, относящиеся к ней окунь и ерш встре-чаются и в открытых районах до о-вов Сескар и Мощный, иногда западнее. Виды четвертой группы (трех- и девятииглые колюшки) распространены еще шире и по материалам траловых ловов обнаруживаются вплоть до о-ва Гогланд. Но количе-ство их на одно траление в западном направлении существенно убывает. Так если в Невской губе уловы трехиглой колюшки в летний период за час траления мо-гут достигать 1.1–30.0, в губах Копорской и Нарвской 0.11–1.0, то в открытых участках залива они составляют менее 0.05, редко 0.06–0.1 кг (Смирнов, 1977).

В отличие от пресноводных, проходные (и полупроходные) виды встречаются по всей акватории эстуарного района мигрируя через пресноводную зону в нерестовый период, а некоторые из них выходят в Центральную Балтику (напри-мер, атлантический лосось). Однако обыкновенный сиг и ряпушка распространены на запад преимущественно до линии мыс Кургальский – о-в Мощный – вход в Выборгский залив. Концентрация такого полупроходного вида, как корюшка в от-крытых участках эстуария в летний период местами достигает 10.1–20.0 кг и бо-лее за час траления. Что касается морских видов, то они распространены за пре-делами опресненной зоны и в последней случайно встречаются лишь некоторые из них.

В эстуарии р. Невы по степени обилия наибольшее число видов относится к категории «случайных», наименьшее к «обычным» (табл. 2.11.3).

Однако по отдельным экологическим группам видов степень обилия не одно-значная. Среди пресноводных видов преобладают обычные, в то время как сре-ди проходных и морских — случайные виды. Удельный вес малочисленных ви-дов во всех трех экологических группах близок.

Представляет интерес выяснение причин случайной встречаемости многих ви-дов. Среди пресноводных случайный характер встречаемости таких реофильных как хариус, голавль, елец, сом обусловлен редким скатом их из рек. Точно так-же редко проникают в залив из связанных с ним водоемов (озер, прудов) синец, золотой карась и вьюн. Что касается морских видов, то случайность их встреча-емости связана с редкостью заходов из Центральной Балтики. По этой же причи-не случайно вылавливается проходная морская минога (Алексеев, Кудерский, 2001). В то же время случайный характер встречаемости таких проходных видов, как атлантический осетр, кумжа, сиг и речной угорь обусловлен негативным вли-янием антропогенных факторов на протяжении длительного времени, в том чис-ле промысла и нарушения условий естественного воспроизводства и обитания в реках и водоемах бассейна Финского залива. Малочисленность большинства пре-сноводных, проходных и морских видов — обычное состояние численности их популяций, кроме атлантического лосося и ряпушки, запасы которых подорваны

Таблица 2.11.3

Степень обилия различных экологических групп видов круглоротых и рыб
в эстуарном районе р. Невы

Степень обилия	Пресноводные		Проходные		Морские		Всего	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Обычный	10	37.0	2	20.0	4	20.0	16	28.1
Малочисленный	9	33.3	3	30.0	7	35.0	19	33.3
Случайный	8	29.7	5	50.0	9	45.0	22	38.6
Всего	27	100.0	10	100.0	20	100.0	57	100.0

нерациональным промыслом и нарушением естественного воспроизводства в реках. Для 10 пресноводных, двух проходных (речная минога, корюшка) и четырех морских (салака, рогатка постоянно, треска и шпрот в отдельные годы) отмечается обычная степень обилия. Однако это не исключает долгопериодных и межгодовых колебаний численности их популяций под влиянием природных и антропогенных факторов.

Среди случайных и малочисленных видов эстуарного района р. Невы выделяются внесенные в «Красную книгу Российской Федерации (животные)» (2001) (пять видов), «Красную книгу природы Ленинградской области» (2002) (семь видов) и «Красную книгу природы Санкт-Петербурга» (2004) (шесть видов). Некоторые из них (атлантический осетр, кумжа, сиг, сырть) стали редкими и даже исчезающими в связи с негативным антропогенным влиянием. В связи с этим они нуждаются в специальных мерах охраны и, возможно, искусственном воспроизводстве запасов (обыкновенный сиг).

Состояние сырьевых ресурсов и динамика уловов

Подавляющая часть видов круглоротых и рыб в эстуарии р. Невы не имеет хозяйственного значения, так как или не отвечает требованиям, предъявляемым к пищевой продукции или не может служить объектом специализированного лова из-за малой численности. Из учтенных в эстуарии 57 видов промыслом активно используется около 15, среди которых из морских форм салака (постоянный объект лова), шпрот и треска (временные объекты лова), из проходных речная минога и корюшка, из пресноводных лещ и судак, щука и налим, а также многочисленная трехиглая колюшка, используемая (совместно с малочисленной девятииглой колюшкой) в качестве корма при выращивании птицы. Кроме того, в прибрежной зоне ловятся плотва, густера, чехонь, уклея, окунь, ерш и некоторые другие мелкочастиковые рыбы. Эти виды частично используются в качестве пищевой продукции (крупные плотва и окунь, частично ерш, густера, чехонь и др.), но в основной массе в официальной статистике отражаются в составе сборной группы «мелкий частик» (или «прочие») и используются в кормовых целях.

Несмотря на ограниченный набор хозяйственно ценных видов, эстуарий р. Невы относится к важным промысловым водоемам. Здесь с давних пор осуществляется регулярный лов рыб, снабжающий г. Санкт-Петербург и Ленинградскую область пищевой продукцией, а также обеспечивающий рабочими местами многие тысячи рыбаков и работников обрабатывающих и береговых, обслуживающих промысел, предприятий и служб. Учетные годовые уловы рыбы в 1946–2005 гг. изменялись в пределах от 2230 до 42597 т, или в 19.1 раза в зависимости от состояния сырьевых ресурсов, полноты их использования промыслом, финансового благосостояния потребителей и достоверности отчетной информации. Динамика среднегодовых (по пятилетиям) уловов за прошедшие 60 лет по официальным статистическим данным отражена в табл. 2.11.4.

В соответствии со сложившейся традицией приведенные в табл. 2.11.4 величины уловов рассматриваются как отражение динамики состояния сырьевых ресурсов. Однако при этом необходимо учитывать следующие детали. В послевоенные годы промысел не сразу достиг допустимой интенсивности, так как необходимо было время для восстановления производственной базы (плавсредства, орудия лова и др.) и кадров. Поэтому при анализе динамики уловов пятилетие 1946–1950 гг. целесообразно учитывать с соответствующими оговорками, хотя некоторое снижение запасов рыб в это время объективно имело место. Не в полной мере состояние сырьевой базы отражалось в официальных статистических данных по учетным уловам и в 1991–2005 гг. В связи с изменениями в экономике, преобразованиями в структуре государственного управления и в правовой базе страны в этот период, во-первых, часть выловленной рыбы реализовывалась без отражения в статистической отчетности. Такая «утечка» уловов особенно ощутимо сказывалась на показателях вылова пресноводных рыб (судак, лещ, щука) и речной ми-

Таблица 2.11.4

Среднегодовые (по пятилетиям) уловы рыбы в эстуарном районе р. Невы

Годы	Общий улов, т	Морские виды		Проходные виды		Пресноводные виды	
		т	%	т	%	т	%
1946–1950	6250	4147	66.4	1188	19.0	915	14.6
1951–1955	9405	6101	64.9	1928	20.5	1376	14.6
1956–1960	13237	9832	74.3	1529	11.6	1876	14.1
1961–1965	15254	11330	74.5	1579	10.4	2345	15.3
1966–1970	29232	23578	80.7	2711	9.3	2943	10.0
1971–1975	31418	26004	82.8	2198	7.0	3216	10.2
1976–1980	31536	25480	80.8	1467	4.6	4589	14.6
1981–1985	21925	15335	69.9	2128	9.8	4462	20.3
1986–1990	20865	12720	61.0	3270	15.7	4875	23.3
1991–1995	14969	11161	74.6	1535	10.3	2273	15.1
1996–2000	9596	8124	84.7	679	7.1	792	8.2
2001–2005	6140	4763	77.9	370	6.0	987	16.1

ноге. «Утечка» имело место и в отношении многочисленных салаки и корюшки, но для этих рыб удельный вес не учитываемого улова был относительно ниже из-за общих высоких объемов вылова. Поэтому статистические данные по салаке и корюшке ближе к имевшему место фактическому улову. Во-вторых, в 1991–2005 гг. реально снизилась добыча трех- и девятииглой колюшек и всей группы мелкокочастиковых рыб из-за убыточности лова, связанной с низкими реализационными ценами и высокими затратами на горючее, промвооружение, транспорт. В результате запасы колюшек и мелкого частика оказались значительно недоиспользуемыми.

Таким образом, в 1946–2005 гг. целесообразно выделить период 1951–1990 гг., в течение которого имело место оптимальное использование рыбных запасов эстуария р. Невы и учитываемые уловы в основном отражали реальную изменчивость общего состояния рыбных ресурсов. В отличие от этого периода, в 1946–1950 гг. рыбные запасы явно недоиспользовались, а в 1991–2005 гг. по одной части рыб статистические данные об уловах оказались искаженными по сравнению с фактическим выловом, по другой — имевшиеся запасы использовались недостаточно интенсивно. Однако, несмотря на приведенные оговорки, общая качественная картина динамики сырьевых ресурсов выглядит достаточно четко. Начало рассматриваемого 60-летнего временного отрезка и его завершающий этап (1991–2005 гг.) отличаются пониженными промысловыми запасами. Напротив центральные годы характеризуются высоким уровнем сырьевых ресурсов. В 1965–1992 гг. в течение 27 лет уловы рыбы превышали 20 тыс. т в год, в том числе восемь лет были выше 30 тыс. т, а в 1974 г. достигли рекордной величины — 42 597 т (см. рис. 2.11.1; Кудерский, Шимановская, 1996). Представленная на рис. 2.11.1 динамика уловов рыбы отражает характерные для рассматриваемого водоема долгопериодные колебания состояния сырьевых ресурсов с продолжительностью периода изменений около 50–60 лет (Кудерский, 1997а; 1997б; 1998; 2000; Kudersky, 1997).

Как было отмечено выше, общие уловы рыбы в 1946–2005 гг. изменялись в 19.1 раза. Однако в период оптимального использования сырьевых ресурсов (1951–1990 гг.) диапазон уловов был в пределах 8472–42597 т, то есть изменялся в пять раз. В эти годы уловы рыбы колебались от 7 до 35 кг. Рыбопродукционный статус эстуария р. Невы на разных стадиях долгопериодного цикла динамики рыбных ресурсов преобразовывался от умеренно мезотрофного до эвтрофного. Полученные оценки представляют большой интерес и заслуживают специального изучения. В частности, целесообразно вскрыть механизм трансформации рыбопродукционных параметров в таких пределах в относительно короткие сроки.

Как видно из табл. 2.11.4, основной объем вылова рыбы обеспечивают морские виды, на долю которых приходится 61.0–84.7% общего среднегодового вылова. На втором месте находятся виды пресноводного комплекса и на третьем (за исключением 1946 гг. и 1951–1955 гг.) проходные. Доминирование морских видов не случайное. Оно обусловлено значительным преобладанием акваторий с более осолоненными водами над сильно опресненной прибрежной зоной (включая

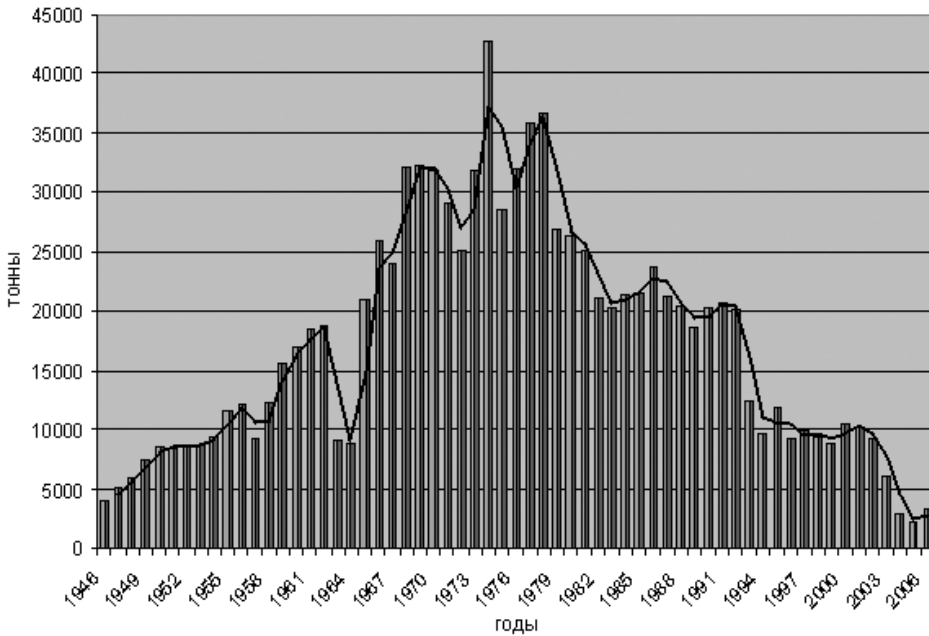


Рис. 2.11.1. Учетные уловы рыбы в эстуарном районе р. Невы.

Невскую губу). Но, несмотря на то, что в составе рыбного населения эстуарного района на долю морских рыб приходится 35.1% от общего числа видов, промысловое значение имеют лишь немногие из них. При этом запасы морских рыб складываются из двух частей: постоянной обитающей в эстуарии и переменной заходящей из западной части Финского залива. К первой группе относится наиболее массовый вид района — салака, а также малочисленные бельдюга и речная камбала. Периодически заходят в эстуарный район шпрот и треска. Они здесь не размножаются и их появление связано с миграциями в восточном направлении в годы высокой численности в Центральной и Западной Балтике. Как видно из данных табл. 2.11.5, среди морских рыб ведущая роль принадлежит салаке. Ее уловы нередко превышали 15–20 тыс. т в год, а в 1968 г. составили 24 026 т и в 1969 г. даже 25 910 т.

Бельдюга и речная камбала добывались в небольших количествах и не регулярно, что связано с их малочисленностью и отсутствием специализированного лова. Кроме того, бельдюга в промысловой отчетности нередко включается в сборную группу «прочие». На протяжении последних 20 лет уловы этих двух видов рыб в официальной статистике не отражались.

Периодически появляющиеся в эстуарном районе шпрот и треска в отдельные годы вносили существенный вклад в уловы морских рыб и общие уловы в восточной части Финского залива. Так годовая добыча шпрота превышала 2 тыс. т в 1966–

Таблица 2.11.5

Среднегодовой (по пятилетиям) вылов отдельных видов рыб, относящихся к морскому комплексу видов, т

Годы	Салака	Шпрот	Треска	Бельдюга	Речная камбала
1946–1950	4142	4	–	–	–
1951–1955	6077	23	–	–	–
1956–1960	9406	417	9	–	<1
1961–1965	10408	922	<1	–	<1
1966–1970	21530	2037	5	–	2
1971–1975	18824	7136	24	8	<1
1976–1980	15499	9260	805	6	28
1981–1985	14499	583	248	<1	5
1986–1990	12720	–	–	–	–
1991–1995	11055	105	–	–	–
1996–2000	6892	1172	–	–	–
2001–2005	3866	917	–	–	–
Пределы колебаний годового улова	960–25910	0–15818	0–3509	0–29	0–137

1967 гг., 1971–1979 гг. и в 1981 г. В 1973–1979 гг. она была выше 3 тыс. т, а в 1977 г. составила 15 818 т. Но в 1946–1948 гг. и в 1983–1994 гг. промысел шпрота полностью отсутствовал. Треска на протяжении большей части рассматриваемого долгопериодного цикла (37 лет из 60) не ловилась и впервые была отражена в статистических данных в 1958–1960 гг. В 1963–1974 гг. она добывалась в объеме не более 15 т в год (чаще по несколько тонн) и только в 1975–1982 гг. произошел подъем ее численности. Максимальный улов был в 1980 г. и достиг 3509 т. Периоды повышенной добычи трески и шпрота частично оказались общими. Приведенные цифры вылова обоих видов свидетельствуют о существенном значении в отдельные годы этих рыб в общих уловах в эстуарии р. Невы, что необходимо принимать во внимание при производственных расчетах.

В динамике добычи салаки наблюдалась отмеченная выше долгопериодная изменчивость уловов. В последние десятилетия вылов этой рыбы резко сократился и стал сопоставимым с показателями конца 40-х годов прошлого столетия. Это явление не случайное. Оно связано с общим уменьшением запасов сельди в Балтийском море, обусловленном сокращением подтока соленых вод из Северного моря (Кудерский, Алексеев, 2005). В результате этого продуктивность Балтийского моря (включая Финский залив) снизилась, что отразилось на состоянии кормовой базы салаки. Интенсивность ее питания и состав пищи в последние десятилетия уменьшились. Если в 1973–1974 гг. среднее наполнение желудков (по 6-ти бальной шкале) составляло 4–5 баллов, то в 1991–1999 гг. оно уменьшилось до 2–3 баллов. Ранее салака питалась в течение всего года (кроме нерестового периода) и потребляла преимущественно мизид и амфипод. В 1991–1999 гг. зимой и весной желуд-

Таблица 2.11.6

Средние длина и масса салаки в промысловых траловых уловах
в эстуарном районе р. Невы (по данным Попова, 2006а)

Годы	Возраст					
	0+ (1)	1+ (2)	2+ (3)	3+ (4)	4+ (5)	5+ (6)
Длина, см						
1973–1975	9.9	13.6	15.0	16.2	18.2	19.7
1976–1985	9.9	13.5	15.2	16.7	18.2	19.1
1986–1990	9.7	13.4	15.0	16.1	18.1	19.5
1991–1999	8.8	12.7	14.0	15.2	16.4	16.8
Масса, г						
1973–1975	6.2	16.3	21.6	26.6	36.2	47.6
1976–1985	6.8	17.0	23.1	31.3	40.4	45.7
1986–1990	6.6	16.6	21.7	26.7	36.5	47.0
1991–1999	4.5	13.6	17.2	20.8	24.9	27.4

ки ее были практически пустыми, в пище преобладал зоопланктон при резком сокращении доли нектобентосных ракообразных. В итоге среднегодовой промысловый запас этой рыбы сократился с 1847 млн шт. и 37 373 т в 1960–1978 гг. до 1157 млн шт. и 1952 т в 1991–1998 гг. (Попов, 2006а), то есть на 690 млн шт. по численности и на 17 781 т по массе. Ухудшились такие линейный рост и рост массы (табл. 6). В 1991–1999 гг. длина двухлеток (двухгодовиков) и трехлеток (трехгодовиков) по сравнению с 1973–1975 гг. сократилась, соответственно, на 0.9 и 1.0, масса на 2.7 и 4.4, а пятилеток (пятигодовиков) на 2.9 см и 20.2 г.

Кроме того, на состояние запасов салаки оказали негативное влияние подводная добыча песка на нерестилищах и нарушения оптимальных режимов рыболовства. Однако в современный период антропогенные влияния на популяцию салаки играют пока второстепенную роль.

В группе проходных и полупроходных рыб промысловое значение имеют не более шести видов, причем по объемам вылова преобладает полупроходная корюшка (табл. 2.11.7). Ее лов ведется преимущественно в нерестовый период в устьях р. Невы, Невской губе, в прилежащем к губе северном участке (район Сестрорецка), в меньшей степени в Выборгском заливе. Второй из проходных видов ценный объект промысла — речная минога.

На протяжении длительного времени в эстуарном районе ловились атлантический лосось, кумжа, ряпушка, обыкновенный сиг и угорь. Однако из-за негативного влияния антропогенных факторов (промысел, гидростроительство и др.) все эти рыбы потеряли хозяйственное значение. Лов лосося разрешен лишь для рыболовных целей, а кумжа была внесена в «Красные книги» Российской Федерации, Ленинградской области и г. Санкт-Петербурга. Кроме того, в «Красную книгу природы Санкт-Петербурга» (2004) внесен также обыкновенный сиг.

Таблица 2.11.7

Среднегодовой (по пятилетиям) вылов проходных и полупроходных видов рыб, т

Годы	Речная минога	Лосось, кумжа	Ряпушка	Сиг	Корюшка	Угорь
1946–1950	47	27	15	4	1110	2
1951–1955	59	18	101	36	1813	1
1956–1960	69	7	361	11	1442	2
1961–1965	77	4	30	4	1492	2
1966–1970	61	5	21	4	2641	1
1971–1975	82	12	73	16	2085	2
1976–1980	55	8	9	2	1401	3
1981–1985	25	13	3	12	2088	–
1986–1990	54	6	9	4	3208	–
1991–1995	25	2	4	<1	1504	–
1996–2000	12	<1	5	<1	661	–
2001–2005	25	<1	4	1	340	–
Пределы колебаний годового улова	2–128	0–36	0–1017	0–97	144–4206	0–6

Для уловов речной миноги и корюшки характерна отмеченная выше закономерность: они увеличивались с конца 40-х годов прошлого столетия и были максимальными в 60–80-е гг. После 1990 г. вылов обоих видов сократился. Сокращение уловов речной миноги связано со снижением запасов и неполным учетом в связи с частичной реализацией без отражения в статистических документах. Неполное отражение корюшки в статистической отчетности повлияло на общий уровень показателей вылова в ограниченной степени, так как удельный вес неучтенного улова по сравнению с официальными данными вылова относительно невелик. Поэтому следует считать, что приведенные в табл. 2.11.7 данные в основном отражают динамику ее промыслового запаса.

Резкое снижение уловов корюшки в 90-е годы прошлого столетия и в начале текущего произошло по причинам, отмечавшимся выше для салаки. Основная из них — снижение продуктивности Балтийского моря, в результате чего ухудшилась кормовая база рассматриваемого вида. Предпочитавшая (как и салака) питаться мизидами и амфиподами корюшка практически лишилась этих кормовых организмов. В результате существенно сократились ее линейный рост и рост массы (табл. 2.11.8).

Так, масса трех-, четырех- и пятигодовиков корюшки, составляющих основу промысла, снизилась в 1991–2001 гг. по сравнению с 1974–1990 гг. соответственно на 5.5, 7.1 и 9.8 г, или на 24.0, 19.9 и 20.0%, что привело к пропорциональному сокращению ихтиомасс этих возрастных групп. Учитывая переменный характер изменения уровня продуктивности Балтийского моря (включая Финский залив), можно считать, что понижающаяся ветвь всего долгопериодного цикла уже в ближайшее время сменит знак и запасы корюшки вновь начнут возрастать.

Таблица 2.11.8

Средние длина и масса корюшки в промысловых уловах
в эстуарном районе р. Невы (по данным Попова, 2006б)

Годы	Возраст					
	2	3	4	5	6	7
Длина, см						
1974–1990	11.7	14.3 _ы	16.6	18.2	19.6	–
1991–2001	11.5	13.8	16.1	17.6	18.9	19.3
Масса, г						
1974–1990	11.6	22.9	35.6	49.0	62.3	–
1991–2001	10.1	17.4	28.5	39.2	48.9	55.0

На состояние популяции корюшки негативно повлияли уничтожение части нерестилищ в результате подводной добычи песка, интенсивный промысел, а также небывалый рост любительского подледного лова, отрицательное влияние которого на запасы этой рыбы не поддаются учету (Попов, 2006б).

У пресноводных рыб больше видов имеющих промысловое значение, чем у морских и проходных. Объектами регулярного лова служат лещ и судак, несколько малоценных видов объединяемых в сборную группу «мелкий частик» или «прочие» (плотва, окунь, уклея, густера, чехонь, ерш и др.), а также два вида колюшек. Однако уловы каждого из пресноводных видов в отдельности невелики и лишь вылов трехиглой колюшки оказывается сопоставимым с объемами добычи корюшки. В некоторые годы к показателям вылова корюшки оказываются близкими суммарные уловы мелкого частика. Что касается щуки и налима, то их добыча всегда была невелика, а в последние десятилетия еще более сократилась (табл. 2.11.9).

Как видно из табл. 2.11.4 и 2.11.9, уловы пресноводных рыб по объему значительно уступают морским. Это связано с различиями в размерах зон нагула. Акватория открытых участков эстуарного района, в которых обитают салака и шпрот, многократно превосходит прибрежную опресненную зону (включая Невскую губу), населенную пресноводными рыбами. Соответственно с этим находится соотношение уловов обеих экологических групп рыб.

Динамика вылова пресноводных рыб в эстуарии р. Невы в общих чертах повторяет картину, отмеченную выше для морских и проходных. Но в отличие от салаки и корюшки в 90-е годы прошлого столетия и в начале текущего отмечалось значительное занижение фактического вылова пресноводных видов в связи с так называемой «левой» реализацией. Особенно большая «утечка» имела место для судака, леща и щуки. Достоверно определить размеры занижения официальных данных об уловах из-за «утечки» не представляется возможным. Кроме того, в указанные годы сократилась добыча колюшек и мелкого частика по экономическим причинам, несмотря на удовлетворительное состояние запасов этих рыб. Величина возможного по этой причине «недолова» поддается лишь ориен-

Таблица 2.11.9

Среднегодовой (по пятилетиям) вылов рыб пресноводного комплекса, т

Годы	Щука	Лещ	Налим	Колюшки	Судак	Прочие
1946–1950	19	79	5	–	45	464
1951–1955	24	113	9	60	56	748
1956–1960	24	86	9	270	33	401
1961–1965	14	128	7	890	17	621
1966–1970	15	162	10	41	112	2472
1971–1975	18	363	7	1039	250	1927
1976–1980	24	325	8	1363	224	2636
1981–1985	19	394	3	3030	161	855
1986–1990	23	485	3	2946	230	1185
1991–1995	5	283	1	1219	129	629
1996–2000	4	165	<1	128	47	448
2001–2005	4	151	1	205	45	582
Пределы колебания годовых уловов	2–30	41–549	0–14	0–3783	10–384	168–4198

тировочной оценке. Поэтому показатели добычи пресноводных рыб в 1991–2005 гг. только в ограниченной степени отражают фактическую динамику сырьевых ресурсов этой группы видов (в отличие от салаки и корюшки). В связи с этим по данному периоду могут быть высказаны крайне ориентировочные оценки, сводящиеся к тому, что запасы пресноводных рыб в 1991–2005 гг. в эстуарном районе р. Невы, вероятно, снизились по аналогии с общими процессами в Балтике. Однако подобное заключение носит сугубо качественный характер и нуждается в дополнительном обосновании.

Изложенные материалы позволяют сделать следующие общие заключения. Прежде всего, целесообразно отметить, что в эстуарии р. Невы ведущей группой по уловам среди рыб оказываются потребители зоопланктона и нектобенотоса (салака, корюшка, шпрот, уклея и др.). Удельный вес типичных бентофагов относительно невелик. Преобладающими среди них оказываются лещ, густера, плотва, ерш, а из малочисленных язь, линь, речная камбала. Доля бентофагов в суммарных уловах невелика. Также мал и удельный вес хищных рыб (судак, щука, налим, треска и др.). В связи с этим наблюдается асимметрия в потреблении биологической продукции, формирующейся на разных уровнях экологической пирамиды, из-за чего рыбопродукция рассматриваемого района оказывается пониженной. Отмеченная трофическая асимметрия общего состава промысловой части рыбного населения повторяет картину, свойственную Балтийскому морю в целом и связана с абиотическими особенностями этого водоема.

Трофическая асимметрия рыбного населения тесно коррелирует с экологической неоднородностью эстуарного района. Его акватория состоит из двух основных частей с не резко выраженными границами: 1) обширной открытой и более

осолоненной в которой господствуют рыбы зоопланктонофаги и нектобентофаги салака, корюшка и временами присоединяющийся к ним шпрот и 2) относительно узкой пресноводной прижатой к побережью и населенной частичковыми видами среди которых преобладают бентофаги и присутствуют хищники. Эти части эстуария могут быть обозначены соответственно как салачно-корюшковый и частичковый.

Кроме того, в эстуарии обоснованно выделяется третья часть, отличающаяся от двух предыдущих в рыбохозяйственном отношении — Невская губа. В противоположность двум упомянутым выше районам, играющим роль нагульных акваторий, Невская губа выполняет роль питомника — она служит основным местом размножения большинства частичковых рыб и корюшки.

Эстуарий тесно связан с западными участками Финского залива, что выражается в массовом проникновении в восточном направлении шпротов и трески. Благодаря этому рыбопродукционные показатели эстуарного района повышаются и в конечном итоге определяются не только внутренними процессами, но и в какой-то мере внешними факторами. Отмеченное явление заслуживает специального изучения, так как без учета роли мигрантов не представляется возможным достаточно полно проанализировать протекающие в этом районе Финского залива процессы формирования рыбной продукции.

Уловы рыбы и, соответственно, состояние сырьевой базы в эстуарии р. Невы подвержены долгопериодным изменениям с продолжительностью цикла около 50–60 лет. Изучение этой периодичности находится пока на начальных этапах, но, как показывают рассмотренные материалы, оно перспективно в теоретическом отношении и актуально для практики. В этой связи особого внимания заслуживает изменение промысловой продуктивности эстуарного района в относительно короткие сроки от 7 до 35 кг/га на разных стадиях долгопериодного цикла. Вскрытие причин широкого диапазона колебания приведенного показателя представляет существенное практическое значение, в частности, важное при разработке долгосрочных прогнозов состояния популяций промысловых рыб.

2.12. ПТИЦЫ ФИНСКОГО ЗАЛИВА И НЕВСКОЙ ГУБЫ

Через акваторию Невской губы и Финского залива проходят мощные потоки мигрирующих птиц в период весенних, и осенних миграций. Зоны мелководий на многих участках Финского залива и Невской губы служат важнейшими на Северо-Западе России стоянками водоплавающих и околоводных птиц. Наибольшее значение для стоянок птиц имеют прибрежные мелководья, зоны песчаных и галечных пляжей, заболоченных приморских лугов и болот, черноольховых и ивняковых топей. Кроме того, перечисленные биотопы являются важнейшими местобитаниями гнездящихся птиц. Они играют важнейшую роль в поддержании биологического разнообразия, так как обладают огромными пищевыми ресурсами для птиц (Afanasieva et al., 2001; Vojarinova, Bublichenko, 2001; Noskov, 2002). Многочисленные острова в восточной части Финского залива из-за своего пограничного режима и поэтому незначительной антропогенной нагрузки, являются своеобразными природными резерватами и играют исключительную роль как места гнездования многих видов птиц (Носков и др., 1993).

Птицы рассматриваемой территории давно привлекают к себе внимание. Известны описания наиболее крупной в Балтийском регионе стоянки водоплавающих птиц в Невской губе (Бихнер, 1884; Алфераки, 1900, 1906, 1907; Боголюбов, 1906; Бианки, 1907, 1912, 1913, 1923; Раснер, 1913, 1929; Мальчевский, 1964). Изучению миграций птиц Финского залива и Невской губы посвящены работы многих исследователей (Боголюбов, 1895; Носков, 1960, 1962, 1967; Носков и др., 1965, 1974, 1981; Гагинская, 1967, 1969; Гагинская, Хааре, 1963; Москалев, 1975; Большаков, 1976). Упоминания о птицах этого района Балтийского побережья находим в финской литературе в работах А.Я. Мела (Mela, 1882) и А.Я. Мела, К.Е. Кивирикко (Mela, Kivirikko, 1909). В 20–40-х гг. прошлого столетия сведения о распространении, биологии и пролете птиц в окрестностей Выборга, и некоторых островов Финского залива публиковались в основном финскими орнитологами: Х. Хакман (Hackman, 1928), Т.А. Путконен (Putkonen, 1934, 1936, 1938, 1942). Фауну птиц островов Финского залива Мощный (Лавансаари) и Малый (Пенинсаари) изучали В. Ольсоны (Olsoni, 1938), Х. Суомалайнен (Suomalainen, 1937). В конце прошлого – в начале текущего столетия исследования по изучению фауны птиц побережья Финского залива и Невской губы были продолжены орнитологами Зоологического института и Санкт-Петербургского государственного университета (Храбрый, 1984, 1991; Бузун, Мераускас, 1993; Носков и др., 1993; Коузов, 1993; Бузун и др., 1998; Носков, 1998; Соколов, Игнатъев, 1998; Иовченко, Носков, 1998; Бубличенко, 2000; Бубличенко, Бубличенко, 1998, 2001, 2003; Потапов, 2002; Иовченко и др., 2004). В результате было показано, что береговая линия с зарослями тростника, прибрежными лугами, маршами, песчаными косами, акватория до изобаты 10 м, а также острова прибрежной и центральной частей Фин-

ского залива служат местом гнездования, кормежки и отдыха не менее чем 234 видам птиц (табл. 2.12.1).

Таблица 2.12.1

Список видов птиц Финского залива и статус их пребывания

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зи-мующий	Степень и категория уязвимости
	регу-лярно	не-регу-лярно	вес-ной	осе-нью			
Отряд гагарообразные – <i>Gaviiformes</i>							
1. <i>Gavia arctica</i> L. – чернозобая гагара		+	+	+			ЛО 3(VU): Бт (1): Фс (3)
2. <i>Gavia stellata</i> (Pontopp) – краснозобая гагара			+				РФ 2: Бт (0): ЛО 2(EN).
Отряд поганкообразные – <i>Podicipediformes</i>							
3. <i>Podiceps auritus</i> (L.) – красношейная поганка			+				
4. <i>Podiceps grisegena</i> (Bodd.) – серошекая поганка			+				Бт (2): Фс (4): ЛО 4(NE): СПб 3(NT)
5. <i>Podiceps cristatus</i> L. – чомга	+		+	+			
Отряд пеликанообразные – <i>Pelicaniformes</i>							
6. <i>Phalacrocorax carbo</i> (L.) – большой баклан	+						
7. <i>Phalacrocorax aristotilis</i> (L.) – хохлатый баклан					+		
Отряд аистообразные – <i>Ciconiiformes</i>							
8. <i>Botaurus stellaris</i> L. – выпь			+				Бт (3): Фс (3): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
9. <i>Ardea cinerea</i> L. – серая цапля			+	+			
10. <i>Ciconia ciconia</i> L. – белый аист					+		Бт (3): ЛО 3(LC)
11. <i>Ciconia nigra</i> L. – черный аист					+		РФ 3: Бт (2): ЛО 2(EN)
Отряд гусеобразные – <i>Anseriformes</i>							
12. <i>Branta canadensis</i> L. – канадская казарка			+				
13. <i>Branta leucopsis</i> (Bechst.) – белошекая казарка	+						ЛО 3(LC)
14. <i>Branta bernicla</i> L. – черная казарка			+	+			РФ 3: ЛО 3(LC)
15. <i>Anser anser</i> L. – серый гусь	+						Бт (2): Фс (3): ЛО 3(NT):
16. <i>Anser albifrons</i> (Scop.) – белолобый гусь			+	+			
17. <i>Anser erythropus</i> L. – пискулька			+	+			РФ (2): ЛО 1(CR): СПб 1(CR)

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залет- ный	Зи- мую- щий	Степень и категория уязвимости
	регу- лярно	не- регу- лярно	вес- ной	осе- нью			
18. <i>Anser fabalis</i> (Lath.) – гуменник			+	+			
19. <i>Cygnus olor</i> (Gm.) – лебедь-шипун	+						БГ (2)
20. <i>Cygnus cygnus</i> L. – лебедь-кликун			+	+			БГ (1): Фс (0): ЛО 3(VU)
21. <i>Cygnus bewickii</i> Yarr. – тундряный лебедь			+	+			РФ (5): ЛО 3(VU) СПБ 3(VU)
22. <i>Tadorna tadorna</i> L. – пеганка		+					БГ (3): Фс (3): ЛО 3(NT):
23. <i>Anas platyrhynchos</i> L. – кряква	+		+	+		+	
24. <i>Anas crecca</i> L. – чирок-свистунок		+	+	+			
25. <i>Anas strepera</i> L. – серая утка	+						
26. <i>Anas penelope</i> L. – свиязь			+	+			БГ (2)
27. <i>Anas acuta</i> L. – шилохвость			+	+			БГ (4): ЛО 3(NT): СПБ 3(VU)
28. <i>Anas querquedula</i> L. – чирок-трескунок		+					БГ (4)
29. <i>Anas clypeata</i> L. – широконоска	+		+	+			БГ (3): СПБ 3(VU)
30. <i>Aythya ferina</i> (L.) – красноголовый нырок	+		+	+			
31. <i>Aythya nyroca</i> (Guld.) – белоглазый нырок					+		РФ 2: ЛО 2(EN)
32. <i>Aythya fuligula</i> (L.) – хохлатая чернеть	+						
33. <i>Aythya marila</i> (L.) – морская чернеть			+	+			БГ (2): Фс (3)
34. <i>Clangula hyemalis</i> (L.) – морянка			+	+			
35. <i>Bucephala clangula</i> (L.) – гоголь	+		+	+			БГ (3)
36. <i>Somateria mollissima</i> (L.) – обыкновенная гага	+						БГ 2: ЛО 3(LC)
37. <i>Somateria spectabilis</i> (L.) – гага-гребенушка					+		ЛО 3(VU)
38. <i>Melanitta nigra</i> (L.) – синьга			+	+			
39. <i>Melanitta fusca</i> (L.) – турпан			+	+			БГ (2)

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
40. <i>Mergus albellus</i> (L.) – луток			+	+			Бт (1): Фс (1): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
41. <i>Mergus serrator</i> L. – средний крохаль	+		+	+			Бт (3)
42. <i>Mergus merganser</i> L. – большой крохаль	+		+	+			Бт (4)
Отряд соколообразные – <i>Falconiformes</i>							
43. <i>Pandion haliaetus</i> (L.) – скопа		+	+	+			РФ (3): Бт (3): Фс (4): ЛО 3(NT): СПб 3(VU)
44. <i>Pernis apivorus</i> (L.) – осоед			+	+			СПб 3(NT)
45. <i>Milvus migrans</i> (Gm.) – черный коршун					+		Бт (3): Фс (3): ЛО 3(VU)
46. <i>Circus cianeus</i> (L.) – полевой лунь			+				Бт (2): Фс (4): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
47. <i>Circus pygargus</i> (L.) – луговой лунь					+		Бт (2): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
48. <i>Circus aeruginosus</i> (L.) – болотный лунь	+		+				
49. <i>Accipiter gentilis</i> (L.) – тетеревятник	+					+	СПб 3(NT)
50. <i>Accipiter nisus</i> (L.) – перепелятник	+					+	
51. <i>Buteo lagopus</i> (Pontopp.) – зимняк			+	+			
52. <i>Buteo buteo</i> (L.) – канюк		+	+	+			
53. <i>Aquila clanga</i> Pall. – большой подорлик					+		РФ (2): Бт (2): Фс (1): ЛО 2(EN)
54. <i>Aquila chrysaetos</i> (L.) – беркут					+		РФ (3): Бт (2): Фс (2): ЛО 3(NT)
55. <i>Haliaeetus albicilla</i> (L.) – орлан-белохвост	+?		+				РФ (3): Бт (2): Фс (2): ЛО 3(NT): СПб 3(VU)
56. <i>Falco rusticolus</i> L. – кречет					+		РФ (2): ЛО 2(EN)
57. <i>Falco peregrinus</i> Tunst. – сапсан					+		РФ (2): Бт (1): Фс (1): ЛО 1(CR)
58. <i>Falco subbuteo</i> (L.) – чеглок		+?	+				Бт (4)
59. <i>Falco columbarius</i> (L.) – дербник		+?	+			+	Бт (3): Фс (4): СПб 3(NT)
60. <i>Falco tinnunculus</i> (L.) – обыкновенная пустельга		+					Бт (3): Фс (3): ЛО 3(LC): СПб 3(VU)

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залет- ный	Зи- мую- щий	Степень и категория уязвимости
	регу- лярно	не- регу- лярно	вес- ной	осе- нью			
Отряд курообразные – <i>Galliformes</i>							
61. <i>Lagopus lagopus</i> (L.) – белая куропатка		+				+	РФ (2); Бт (3); ЛО 2(EN); СПб 2(EN)
62. <i>Lyrurus tetrix</i> (L.) – тетерев	+					+	
63. <i>Tetrao urogallus</i> L. – глухарь	+					+	
64. <i>Bonasa bonasia</i> (L.) – рябчик	+					+	
Отряд журавлеобразные – <i>Gruiformes</i>							
65. <i>Grus grus</i> (L.) – серый журавль			+	+			Бт (4)
66. <i>Rallus aquaticus</i> L. – водяной пастушок		+					Бт (2); ЛО 4(NE); СПб 3(LC)
67. <i>Crex crex</i> (L.) – коростель	+		+				Бт (4); Фс (4); ЛО 3(LC); СПб 3(VU)
68. <i>Porzana porzana</i> (L.) – погоныш		+					Бт (4); СПб 3(VU)
69. <i>Gallinula chloropus</i> (L.) – камышница		+					СПб 3(NT)
70. <i>Fulica atra</i> L. – лысуха	+		+	+			
Отряд ржанкообразные – <i>Charadriiformes</i>							
71. <i>Pluvialis squatarola</i> (L.) – тулес			+				
72. <i>Pluvialis apricaria</i> (L.) – золотистая ржанка			+	+			РФ 3; Бт (3); ЛО 3(NT)
73. <i>Charadrius hiaticula</i> L. – галстучник	+		+	+			Бт (1); Фс (3); ЛО 3(VU); СПб 3(VU)
74. <i>Charadrius dubius</i> Scop. – малый зуек	+		+	+			
75. <i>Vanellus vanellus</i> (L.) – чибис	+		+	+			
76. <i>Haematopus ostralegus</i> L. – кулик-сорока	+		+	+			РФ 3; Бт (2); ЛО 3(NT)
77. <i>Tringa ochropus</i> L. – черныш	+		+	+			
78. <i>Tringa glareola</i> L. – фифи		+	+	+	+		Бт (4)
79. <i>Tringa nebularia</i> (Gunn.) – большой улит		+	+	+			Бт (4)
80. <i>Tringa totanus</i> L. – травник		+	+	+			Бт (3); Фс (4); СПб 3(NT)
81. <i>Tringa erythropus</i> (Pall.) – щеголь			+	+			

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залет- ный	Зи- мую- щий	Степень и категория уязвимости
	регу- лярно	не- регу- лярно	вес- ной	осе- нью			
82. <i>Tringa stagnatilis</i> Bechst. – поручейник		+	+	+			Бт (3): ЛО 4(DD)
83. <i>Actitis hypoleucos</i> (L.) – перевозчик	+		+	+			
84. <i>Xenus cinereus</i> (Guld.) – мородунка		+	+	+			ЛО 4(DD): СПб 3(VU)
85. <i>Phalaropus lobatus</i> (L.) – круглоносый плавунчик			+	+			
86. <i>Arenaria interpres</i> (L.) – камнешарка	+		+	+			Бт (2)
87. <i>Recurvirostra avosetta</i> L. – шилоклювка					+		РФ 2
88. <i>Philomachus pugnax</i> (L.) – турухтан		+	+	+			Бт (4): Фс (3): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
89. <i>Calidris minuta</i> (Leisl.) – кулик-воробей			+	+			
90. <i>Calidris temminckii</i> (Leisl.) – белохвостый песочник			+	+			
91. <i>Calidris maritime</i> (Bunn.) – морской песочник			+	+			
92. <i>Calidris ferruginea</i> (Pall.) – краснозобик			+	+			
93. <i>Calidris alpine schinzii</i> (L.) – чернозобик			+	+			РФ 1: Бт (1): Фс (1): ЛО 1(CR)
94. <i>Calidris canutus</i> (L.) – исландский песочник					+		
95. <i>Calidris alba</i> (Pall.) – песчанка			+	+			
96. <i>Limnocyptes minima</i> (Bunn.) – гаршнеп			+	+			Бт (2): Фс (2): ЛО 3(VU):
97. <i>Gallinago gallinago</i> (L.) – бекас	+		+	+			
98. <i>Gallinago media</i> (Lath.) – дупель			+	+			Бт (2): Фс (2): ЛО 3(VU): СПб 2(EN)
99. <i>Scolopax rusticola</i> L. – вальдшнеп	+		+				
100. <i>Numenius arquata</i> (L.) – большой кроншнеп	+		+	+			РФ (2): Бт (4): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
101. <i>Numenius phaeopus</i> (L.) – средний кроншнеп	+		+	+			Бт (4): ЛО: 3(NT): СПб 3(NT)
102. <i>Limosa limosa</i> (L.) – большой веретенник			+	+			Бт (2): ЛО 3(VU): СПб 3(VU)

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
103. <i>Limosa lapponica</i> (L.) – малый веретенник			+				
104. <i>Catharacta skua</i> Brunn. – большой поморник					+		
105. <i>Larus minutus</i> Pall. – малая чайка	+		+	+			
106. <i>Larus ridibundus</i> L. – озерная чайка	+		+	+			
107. <i>Larus fuscus</i> L. – клуша	+		+	+			Бт (4): Фс (4): ЛО 3(VU):СПб 3(VU)
108. <i>Larus argentatus</i> Pontopp. – серебристая чайка	+		+	+			
109. <i>Larus hyperboreus</i> Gunn. – бургомистр					+		
110. <i>Larus marinus</i> L. – морская чайка	+		+	+			Бт (1)
111. <i>Larus canus</i> L. – сизая чайка	+		+	+			
112. <i>Rissa tridactyla</i> (L.) – моевка					+		
113. <i>Chlidonias nigra</i> (L.) – черная крачка	+		+				
114. <i>Hydroprogne caspia</i> (Pal.) – чеграва		+	+				РФ (3): Бт (2): Фс (2): ЛО 3(VU)
115. <i>Sterna sandvicensis</i> (Lath.) – пестроногая крачка					+		
116. <i>Sterna hirundo</i> L. – речная крачка	+		+	+			
117. <i>Sterna paradisea</i> Pontopp. – полярная крачка	+		+	+			Бт (3): ЛО 3(LC): СПб 3(NT)
118. <i>Sterna albifrons</i> Pall. – малая крачка	+		+				РФ (2): Бт (2): ЛО 2(EN): СПб 3(VU)
119. <i>Alca torda</i> L. – гагарка	+						Фс (3): ЛО 3(NT)
120. <i>Cephus grille</i> (L.) – чистик	+						ЛО 3(NT)
Отряд голубеобразные – <i>Columbiformes</i>							
121. <i>Columba palumbus</i> L. – вяхирь	+		+				
122. <i>Columba oenas</i> L. – клинтух	+		+				Бт (2): ЛО 3(VU): СПб 3(VU)
123. <i>Columba livia</i> L. – сизый голубь	+					+	

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
124. <i>Streptopelia decaocto</i> (Frivaldszky) – кольчатая горлица					+		Бт (2)
125. <i>Streptopelia turtur</i> (L.) – обыкновенная горлица		+	+				Бт (4): ЛО 3(VU): СПБ 3(VU)
Отряд кукушкообразные – <i>Cuculiformes</i>							
126. <i>Cuculus canorus</i> L. – кукушка	+		+	+			
Отряд совообразные – <i>Strigiformes</i>							
127. <i>Nyctea scandiaca</i> (L.) – белая сова					+		
128. <i>Bubo bubo</i> L. – филин					+		РФ 2: Бт (2): Фс (2): ЛО 2(EN): СПБ 3(VU)
129. <i>Asio otus</i> (L.) – ушастая сова	+					+	
130. <i>Asio flammeus</i> (L.) – болотная сова	+						Бт (2): ЛО 3(NT): СПБ 3(NT)
131. <i>Aegolius funereus</i> (L.) – мохноногий сыч					+		Бт (4)
132. <i>Glaucidium passerinum</i> (L.) – воробьиный сыч	+						Бт (4): Фс (4): СПБ 3(NT)
133. <i>Strix aluco</i> L. – серая неясыть	+					+	Фс (3)
134. <i>Strix uralensis</i> Pallas – длиннохвостая неясыть	+					+	
Отряд козодобразные – <i>Caprimulgiformes</i>							
135. <i>Caprimulgus europaeus</i> L. – козодой	+						Фс (4)
Отряд стрижеобразные – <i>Apodiformes</i>							
136. <i>Apus apus</i> (L.) – черный стриж	+		+	+			
Отряд ракшеобразные – <i>Coraciiformes</i>							
137. <i>Alcedo atthis</i> (L.) – голубой зимородок		+					Бт (3): ЛО 3(LC):
Отряд удообразные – <i>Upupiformes</i>							
138. <i>Upupa epops</i> L. – удод					+		Бт (1)
Отряд дятлообразные – <i>Piciformes</i>							
139. <i>Jynx torquilla</i> L. – вертишейка	+						
140. <i>Picus viridis</i> L. – зеленый дятел	+						Бт (3): ЛО 3(NT): СПБ 3(VU)

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залет- ный	Зи- мую- щий	Степень и категория уязвимости
	регу- лярно	не- регу- лярно	вес- ной	осе- нью			
141. <i>Picus canus</i> Gmelin – седой дятел	+				+		Бт (3): Фс (4): ЛО 3(NT): СПб 3(VU)
142. <i>Dryocopus martius</i> (L.) – желна	+					+	Бт (3): СПб 3(LC)
143. <i>Dendrocopos major</i> (L.) – большой пестрый дятел	+					+	
144. <i>Denrocopos leucotos</i> (Bechst.) – белоспинный дятел	+	+				+	Бт (4): Фс (4): ЛО 3(NT): СПб 3(NT)
145. <i>Denrocopos minor</i> (L.) – малый пестрый дятел	+	+				+	СПб 3(NT)
146. <i>Picoides tridactylus</i> (L.) – трехпалый дятел					+		Бт (3): ЛО 3(NT)
Отряд воробьинообразные – <i>Passeriformes</i>							
147. <i>Hirundo rustica</i> L. – деревенская ласточка	+		+	+			
148. <i>Delichon urbica</i> (L.) – городская ласточка			+				
149. <i>Riparia riparia</i> (L.) – береговая ласточка	+		+				
150. <i>Lulus arborea</i> (L.) – лесной жаворонок	+		+				Бт (4): Фс (4): ЛО 3(VU)
151. <i>Alauda arvensis</i> L. – полевой жаворонок	+		+				
152. <i>Anthus trivialis</i> (L.) – лесной конек	+		+	+			
153. <i>Anthus pratensis</i> (L.) – луговой конек	+		+	+			
154. <i>Motacilla flava</i> L. – желтая трясогузка	+		+	+			
155. <i>Motacilla alba</i> L. – белая трясогузка	+		+				
156. <i>Lanius collurio</i> L. – жулан	+						
157. <i>Lanius excubitor</i> L. – серый сорокопут		+					РФ 3: Бт (3): Фс (3): ЛО 3(NT)
158. <i>Oriolus oriolus</i> (L.) – иволга	+						
159. <i>Sturnus vulgaris</i> L. – скворец	+		+	+		+	
160. <i>Garrulus glandarius</i> (L.) – сойка	+					+	
161. <i>Pica pica</i> (L.) – сойка	+					+	
162. <i>Nucifraga caryocatactes</i> (L.) – кедровка					+		

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
163. <i>Corvus monedula</i> L. – галка	+					+	
164. <i>Corvus frugilegus</i> L. – грач	+		+				
165. <i>Corvus cornix</i> L. – серая ворона	+		+			+	
166. <i>Corvus corax</i> L. – ворон	+						
167. <i>Bombicilla garrulus</i> (L.) – свиристель					+	+	
168. <i>Cinclus cinclus</i> (L.) – оляпка		+					Бт (1): ЛО 3(NT)
169. <i>Troglodytes troglodytes</i> (L.) – крапивник	+	+					
170. <i>Prunella modularis</i> (L.) – лесная завирушка	+		+				
171. <i>Locustella fluviatilis</i> (Wolf.) – речной сверчок	+						Бт (1)
172. <i>Locustella naevia</i> (Bodd.) – обыкновенный сверчок	+						Бт (4): ЛО 3(LC): СПБ 3(NT)
173. <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> (L.) – барсучок	+		+				–
174. <i>Acrocephalus dumetorum</i> (Blyth.) – садовая камышевка	+						–
175. <i>Acrocephalus palustris</i> (L.) – болотная камышевка	+						–
176. <i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Herm.) – тростниковая камышевка	+						Бт (4)
177. <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (L.) – дроздовидная камышевка	+						Бт (4)
178. <i>Hippolais icterina</i> (Vieill.) – пересмешка	+						
179. <i>Sylvia nisoria</i> (Bechstein) – ястребиная славка		+					
180. <i>Sylvia atricapilla</i> L. – черноголовая славка	+		+				
181. <i>Sylvia borin</i> (Bodd.) – садовая славка	+		+				
182. <i>Sylvia communis</i> Lath. – серая славка	+		+				
183. <i>Sylvia curruca</i> L. – славка-завирушка	+		+				

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
184. <i>Phylloscopus trochilus</i> L. – весничка	+		+				
185. <i>Phylloscopus collybita</i> (Vieill.) – теньковка	+	+	+				
186. <i>Phylloscopus sibilatrix</i> (Bechst.) – пеночка-трещотка	+		+				
187. <i>Phylloscopus trochiloides</i> (Sundevall) – зеленая пеночка		+					
188. <i>Regulus regulus</i> L. – желтоголовый королек	+					+	
189. <i>Ficedula hypoleuca</i> (Pall.) – мухоловка-пеструшка	+						
190. <i>Ficedula parva</i> Bechst. – малая мухоловка	+						Бт (4): Фс (4):
191. <i>Muscicapa striata</i> (Pall.) – серая мухоловка	+						
192. <i>Saxicola rubetra</i> L. – луговой чекан	+						
193. <i>Oenanthe oenanthe</i> L. – каменка	+						
194. <i>Phoenicurus phoenicurus</i> L. – садовая горихвостка	+		+				
195. <i>Erithacus rubecula</i> L. – зарянка	+		+	+			
196. <i>Luscinia luscinia</i> L. – соловей	+		+				
197. <i>Luscinia svecica</i> L. – варакушка	+		+				Бт (1): Фс (4): ЛО 3(LC): СПб 3(LC)
198. <i>Turdus pilaris</i> L. – рябинник	+		+	+		+	
199. <i>Turdus merula</i> L. – ычёрный дрозд	+					+	
200. <i>Turdus iliacus</i> L. – белобровик	+		+	+			
201. <i>Turdus philomelos</i> Brehm. – певчий дрозд	+		+	+			
202. <i>Turdus viscivorus</i> L. – деряба	+						
203. <i>Panurus biarmicus</i> (L.) – усатая синица		+				+	ЛО 3(LC): СПб 3(NT)
204. <i>Aegithalos caudatus</i> (L.) – ополовник	+					+	

Продолжение табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залетный	Зимующий	Степень и категория уязвимости
	регулярно	нерегулярно	весной	осенью			
205. <i>Remiz pendulinus</i> (L.) – обыкновенный ремез		+					Бт (2); ЛО 3(LC); СПБ 3(NT)
206. <i>Parus palustris</i> L. – черноголовая гаичка	+						
207. <i>Parus montanus</i> Bald. – пухляк	+					+	
208. <i>Parus ater</i> L. – московка		+?				+	
209. <i>Parus cristatus</i> L. – хохлатая синица	+				+	+	
210. <i>Parus coeruleus</i> L. – лазоревка						+	
211. <i>Parus major</i> L. – большая синица	+					+	
212. <i>Sitta europaea</i> L. – поползень	+						
213. <i>Certhia familiaris</i> L. – пищуха	+					+	
214. <i>Passer domesticus</i> (L.) – домовый воробей	+					+	
215. <i>Passer montanus</i> (L.) – полевой воробей	+					+	
216. <i>Fringilla coelebs</i> L. – зяблик	+		+	+			
217. <i>Fringilla montifringilla</i> L. – юрок			+	+			
218. <i>Chloris chloris</i> (L.) – зеленушка	+		+			+	
219. <i>Spinus spinus</i> (L.) – чиж	+		+			+	
220. <i>Carduelis carduelis</i> (L.) – щегол	+		+			+	
221. <i>Cannabina cannabina</i> (L.) – коноплянка	+		+				
222. <i>Acanthis flammea</i> (L.) – чечетка			+	+		+	
223. <i>Carpodacus erythrinus</i> (Pall.) – чечевица	+		+	+			
224. <i>Pinicola enucleator</i> (L.) – шур					+	+	
225. <i>Loxia pityopsittacus</i> Borkh. – клест-сосновик	+					+	Бт (3)
226. <i>Loxia curvirostra</i> L. – клест-еловик	+					+	

Окончание табл. 2.12.1

Вид	Гнездящийся		Пролетный		Залет- ный	Зи- мую- щий	Степень и категория уязвимости
	регу- лярно	не- регу- лярно	вес- ной	осе- нью			
227. <i>Pyrrhula pyrrhula</i> (L.) – обыкновенный снегирь	+					+	СПб 3(NT) Бт (2); Фс (3); ЛО 3(NT); СПб 2(EN) Бт (4)
228. <i>Coccothraustes cocco- thraustes</i> (L.) – дубонос	+		+				
229. <i>Emberiza citronella</i> L. – обыкновенная овсянка	+		+			+	
230. <i>Emberiza hortulana</i> L. – садовая овсянка	+						
231. <i>Emberiza schoeniclus</i> (L.) – камышевая овсянка	+		+				
232. <i>Emberiza rustica</i> Pallas – овсянка-ремез		+					
233. <i>Calcarius lapponicus</i> (L.) – лапландский подорожник			+			+	
234. <i>Plectrophenax nivalis</i> (L.) – пуночка			+		+	+	

Примечание. Степень и категории вида. По «Красной Книги Российской Федерации» (2001) (**РФ**): 2 — сокращающийся вид; 3 — редкий вид. По Красной Книги Балтики (Red Data 1993) (**Бт**) и Красной книги Восточной Финноскандии Red Data..., 1998) (**Фс**): 0 — вероятно исчезнувший вид; 1 — вид под угрозой исчезновения; 2 — уязвимый вид; 3 — редкий вид; 4 — вид, требующий внимания. По Красной книги природы Ленинградской области (2002) (**ЛО**) и Красной книги природы Санкт-Петербурга (2004) (**СПб**): 1(CR) — находящиеся на грани исчезновения; 2(NE) — исчезающие; 3(VU) — уязвимые; 3(NT) — потенциально уязвимые; 3(LC) — требующие внимания; 4(DD) — недостаточно изученные; 4(NE) — неопределенного статуса.

Аннотированный список гнездящихся водно-болотных птиц Финского залива

Отряд гагарообразные

Единичные пары **чернозобой гагары** отмечены на гнездовании в акватории Березовых островов (Храбрый, 1984), Кургальского полуострова, южного побережья Лужской губы (Бубличенко, Козлов, 1997; Бузун, 1998; Бубличенко, 2000), и на островах Финского залива (Носков и др., 1993).

Отряд поганкообразные

Практически все заросшие тростником и злаками мелководья прибрежной полосы Финского залива служат местами гнездования **чомги**. Гнездящиеся птицы отмечены в прибрежной зоне архипелага Березовых островов (Храбрый, 1984; на Кургальском полуострове и южном побережье Лужской губы (Бубличенко, 2000), в Невской губе (Храбрый, 1991, 2005; Коузов, 1993; Bublichenko, 2001, 2005; Пчелинцев, 2005).

Отряд пеликанообразные

В западной части рассматриваемой территории единственный представитель отряда — **большой баклан**, численность которого последнее десятилетие значительно увеличилась и в настоящее время это обычный гнездящийся вид на многих островах Финского и Выборгского заливов, а также на побережье Кургальского полуострова (Носков и др., 1993; Гагинская, 1995; Бубличенко, 2000; Коузов, 2007).

Отряд аистообразные

В прибрежной зоне Финского залива единственный гнездящийся представитель отряда — **большая выпь**. В настоящее время единичные пары большой выпи продолжают гнездиться на участках зарослей тростника в районе Знаменки, плавнях Лисьего Носа (Коузов, 1993; Иовченко, 2003).

Отряд гусеобразные

В Финском заливе отряд представлен 16 гнездящимися видами. На ряде островов западной части Финского залива в последнее десятилетие стала гнездиться **белошекая казарка** (Гагинская и др., 2005). **Серый гусь** в настоящее время гнездится на о-ве Реймосар (Бубырева и др., 1993; Бузун, Мераускас, 1993), и на островах у северного побережья Кургальского полуострова (Бубличенко, 2001). **Лебедь-шипун** гнездится на островах Кургальского рифа (Бузун, Храбрый, 1990; Бузун, Мераускас, 1993; Носков и др., 1993; Бубличенко, 2001), и на острове Сескар (Носков и др., 1993). **Пеганка** в начале 80-х гг. прошлого столетия стала регулярно встречаться на южном берегу Финского залива в пределах Ленинградской области. В настоящее время немногочисленный гнездящийся вид на островах Кургальского рифа и в Лужской губе (Бузун, Мераускас, 1993). Вероятно также на островах Мощный, Малый, Большой и Малый Тютерс, Сескар (Носков и др., 1993). Среди речных уток во всех биотопах рассматриваемой территории наиболее обычны **кряква** и **чирок-свистун** (Мальчевский, Пукинский, 1983; Храбрый, 1984, 2003, 2005; Коузов, 1993). Значительно реже гнездятся **чирок-трескунок**, **связь**, **шилохвость**, **широконоска**. В начале текущего столетия на Финском заливе стала гнездиться **серая утка**. В настоящее время места постоянного гнездования этого вида — заросшие мелководья у Крондштадской колонии, Котлина, Лисьего Носа (Рычкова, 2004). Гнездящиеся нырковые утки представлены 5 видами: наиболее многочисленная на гнездовании **хохлатая чернеть** (Храбрый, 2003). **Красноголовый нырок** и **гоголь** — немногочисленные гнездящиеся виды в районе архипелага Березовых островов (Храбрый, 1984), Кургальского полуострова, юго-западной части Сойкинского полуострова и южного побережья Лужской губы (Бубличенко, 2001). Также два этих вида обнаружены гнездящимися на участке побережья Финского залива от ст. Бронка до Нижнего парка г. Петродворца (Bublichenko, 2001). **Морская чернеть** — на гнездовании найдена только в архипелаге Березовых островов летом 1979 г. (Храбрый, 1984). В дальнейшем на южном и северном берегах Финского залива и многочисленных островах морская чернеть не была обнаружена. Первые гнездящиеся пары **турпана**

были обнаружены в конце 80-х гг. прошлого столетия на о-ве Реймосар вблизи Кургальского рифа (Бузун, Мераускас, 1993), в 1991 г. на о. Южный Виргин (Носков и др. 1993). **Большой и средний крохали** в настоящее время — немногочисленные гнездящиеся виды на островах западной части побережья Финского залива. До конца 70-х гг. прошлого столетия средний крохаль был многочисленной гнездящейся птицей в архипелаге Березовых островов (Храбрый, 1984). Однако последние 20 лет численность этого вида катастрофически сократилась. В настоящее время он стал редкой гнездящейся птицей Ленинградской области.

Отряд соколообразные

Два вида отряда — **скопа** и **орлан-белохвост** непосредственно связаны с акваторией и побережьем Финского залива. Оба хищника, гнездятся в окрестностях архипелага Березовых островов и Кургальского полуострова (Храбрый, 1984; Бубличенко, 2000, 2001). **Болотный лунь** — немногочисленная гнездящаяся птица на мелководьях Финского залива заросших высокими травянистыми растениями камышом озерным (*Scirpus lacustris*) и тростником обыкновенным (*Phragmites australis*). В западной части Финского залива на островах Малый и Сескар вероятно гнездится **сапсан** (Носков и др. 1993).

Отряд журавлеобразные

Зарастающие мелководья Финского залива, включая и Невскую губу, — места гнездования пяти видов: **коростеля, погоныша, камышницы, лысухи, водяного пастушка**.

Отряд ржанкообразные

В настоящее время не менее 25 видов отряда гнездится на рассматриваемой территории. Среди куликов: **малый зуек, черныш, большой улит, фифи, перевозчик, бекас**.

Эти виды обычны и их благополучие не вызывает большой тревоги. Ряд видов включены в разноуровневые Красные книги, и их дальнейшая судьба полностью зависит от отношения к ним человека. Среди них нижеперечисленные. **Галстучник** (в Финском заливе подвид *Charadrius hiaticula hiaticula*) для гнездования предпочитает открытые песчаные и галечные пляжи. До середины прошлого столетия был регулярно гнездящимся видом на рассматриваемой территории. **Травник, мородунка, турухтан** — предпочитают сырые луга и травяные болота. В настоящее время в связи с коренными изменениями ландшафта побережья Финского залива, численность видов резко сокращается. **Кулик-сорока** гнездящийся на побережье западной части и островов Финского залива (Храбрый, 1984; Бузун, Мераускас, 1993; Носков и др., 1993). **Чернозобик** (на Финском заливе подвид *Calidris alpina schinzii*) — очень редкий гнездящийся вид побережья. Гнездящиеся птицы найдены на южном берегу в районе пос. Керново (Мальчевский, Пукинский, 1983) и на Березовых островах (Храбрый, 1984). **Камнешарка** — редкий гнездящийся вид на архипелаге Березовых островов (Храбрый, 1984) и на мелких лудах Кургальского рифа (Бузун, Мераускас, 1993). Вероятно, гнездящихся камнешарок наблюдали на мелководье у острова Сескар (Носков и др., 1993).

Среди чаек самые обычные в западной части Финского залива **озерная** и **серебристая**. В Невской губе условия для гнездования этих видов за последние два-три десятилетия очень сильно изменились и численность гнездящихся птиц ежегодно уменьшается. **Сизая чайка, малая чайка, морская чайка и клуша** — немногочисленные гнездящиеся птицы побережья западной части и островов Финского залива. Последняя гнездовая колония клуши в Невской губе существовала в Угольной гавани до 90-х гг. прошлого столетия (Пантелеев, 1984; Храбрый, 1991), а гнездовые колонии малой чайки в настоящее время сосредоточены в плавнях Лисьего Носа (Коузов, 1993; Иовченко, 2003) и у Кронштадской колонии (Рычкова, 2003). Обычны **речная и черная крачки**. Гнездовые колонии этих видов расположены по всем зарастающим мелководьям побережья Финского залива, включая Невскую губу. **Полярная крачка и чеграва** немногочисленные гнездящиеся виды архипелага Березовых островов, Кургальского полуострова и некоторых островов западной части Финского залива (Храбрый, 1984; Бузун, Мераускас, 1993; Носков и др., 1993). **Малая крачка** как гнездящаяся птица на территории Ленинградской области появилась в 60-х гг. прошлого столетия на южном берегу залива в районе пос. Керново (Мальчевский, Пукинский, 1983). В дальнейшем гнездящихся птиц обнаружили на архипелаге Березовых островов (Храбрый, 1984) и на Кургальском полуострове (Бузун, Мераускас, 1993; Бубличенко, 2000). В Невской губе в настоящее время гнездовые колонии малой крачки известны на песчаных островах и косах в районе Лисьего Носа (Коузов, 1993). Около 100 пар малой крачки гнездится на восточном берегу искусственной песчаной дамбы будущей окружной дороги в районе Ломоносова (Рычкова, 2003). Динамика гнездовой численности некоторых чаек и крачек показана на рис. 2.12.1–2.12.3.

Чистик и гагарка — немногочисленные гнездящиеся виды на островах Кургальского рифа (Бузун, Мераускас, 1993). В летнее время небольшие стайки и отдельные пары чистиков и гагарок были обнаружены в районе островов Южный и Северный Виргини и в районе острова Гогланд (Носков и др., 1993).

Отряд воробьинообразные

В прибрежной зоне и на островах Финского залива зарегистрировано 88 видов отряда. Приведем сведения только о двух наиболее редких и интересных видах птиц. Южное побережье Финского залива — северная граница распространения **усатой синицы** и **ремеза**. Распространение усатой синицы определяется наличием густых тростниковых зарослей по побережью. Усатая синица найдена гнездящейся на — Кургальском полуострове (Бузун, Мераускас, 1993; Бузун, Дмитриева, Леоке, 1998), а также в окрестностях Санкт-Петербурга (Савинич, Горелова, 1996). Густые заросли ивняка, растущего на побережье Финского залива места — гнездования ремеза. Во второй половине прошлого столетия отмечено проникновение этой птицы к Балтийскому морю. Гнезда ремезов были обнаружены на южном берегу Финского залива (Мальчевский, Пукинский, 1983; Смирнов, 1986).

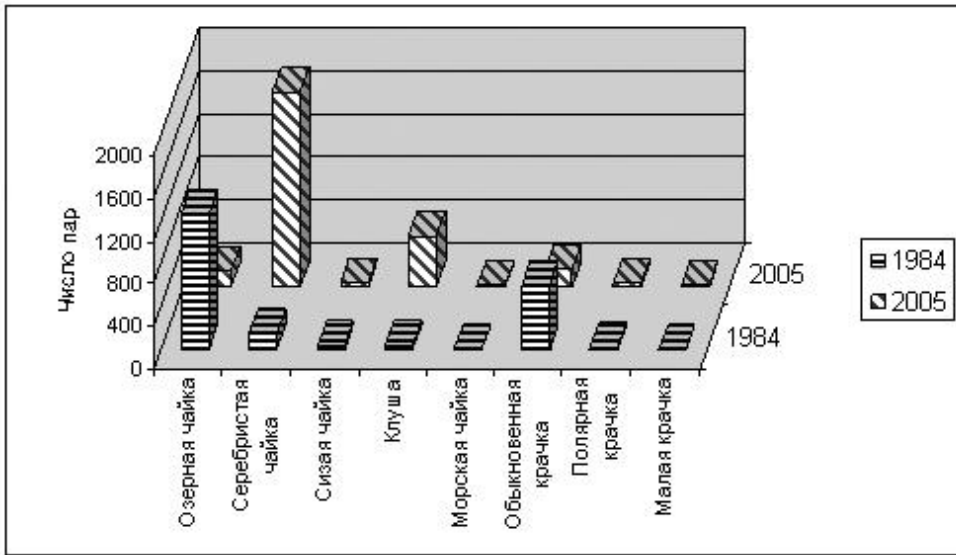


Рис. 2.12.1. Динамика гнездовой численности чайковых птиц на архипелаге Березовых островов.

1984 г. — материалы автора; 2005 г., данные Ю. Бубличенко.

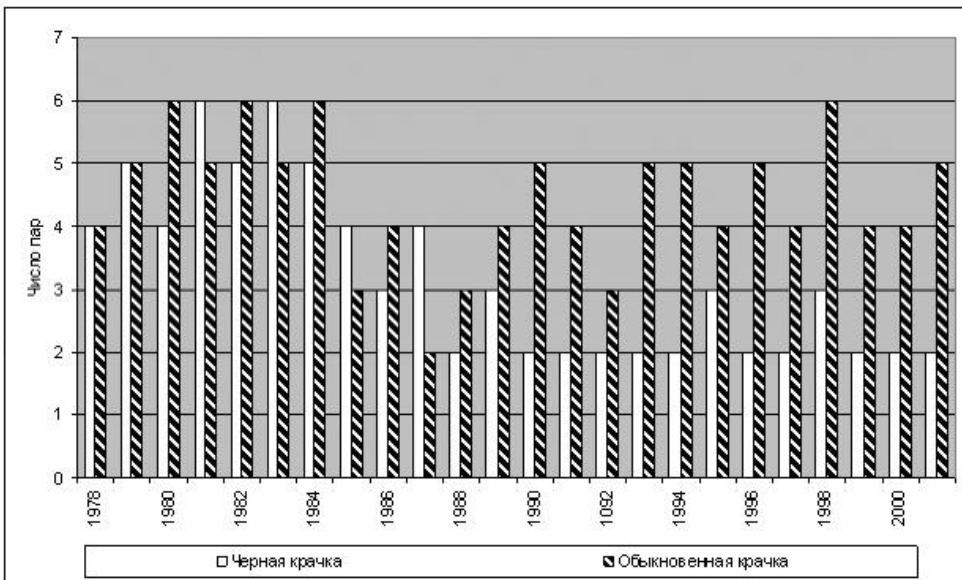


Рис. 2.12.2. Динамика численности гнездящихся черной и обыкновенной крачек на северном побережье Невской губы в разные годы.

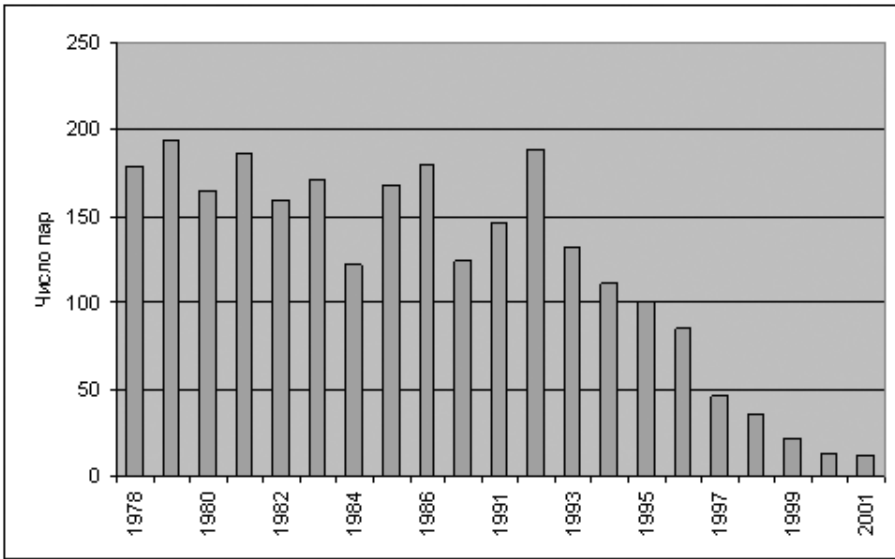


Рис. 2.12.3. Динамика численности гнездящейся озерной чайки на северном побережье Невской губы в разные годы.

Миграции

Современная картина распределения мигрантов в рассматриваемом районе в целом соответствует выявленной ранее (Носков, 1960, 1962, 1967; Носков и др., 1965, 1974, 1981) (рис. 2.12.4–2.12.8).

Однако в этой общей схеме произошли локальные изменения, связанные с ухудшением условий на некоторых стоянках и участках трасс пролета. Прежде всего, произошло разрушение самой крупной стоянки в Невской губе в результате углубления ее восточной части и строительства западных кварталов города (Храбрый, 1991; Afanasieva et al., 2001). Кроме того, произошли изменения в распределении мест стоянки гусей в южных пригородах Санкт-Петербурга (Носков, 1997). Численность гагар, серого гуся, пискульки, шилохвости, чирка-свистунка, лутка, красноголового нырка сократилась в десятки раз по сравнению с началом 70-х гг. прошлого столетия. За этот же период заметно увеличилась численность гуся-гуменника, белолобого гуся, черной и белошеюй казарки, хохлатой черны, лысухи (Noskov, 2002).

Стоянки

От западной границы Финского залива до устья Невы важнейшими стоянками мигрирующих птиц являются зоны мелководий: у побережья Кургальского полуострова и вокруг островов, окружающих полуостров — одна из важнейших на Северо-Западе России стоянок водоплавающих птиц в период сезонных миграций (Бубличенко, Козлов, 1997; Бузун, 1998) (рис. 2.12.5).



Рис. 2.12.4. Схема путей весенних миграций водоплавающих птиц над акваторией Финского залива.

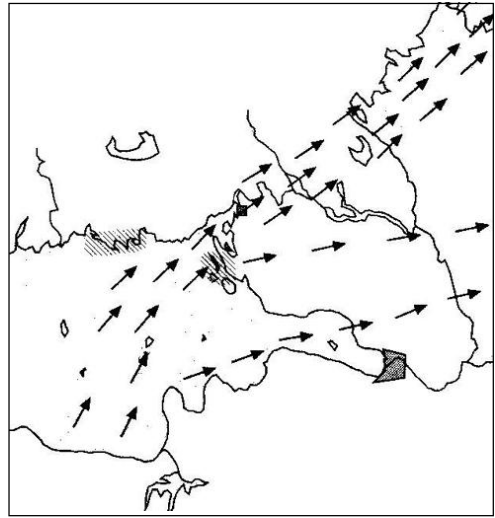


Рис. 2.12.5. Схема путей весенних миграций и мест стоянок казарок (показаны заштрихованными областями).

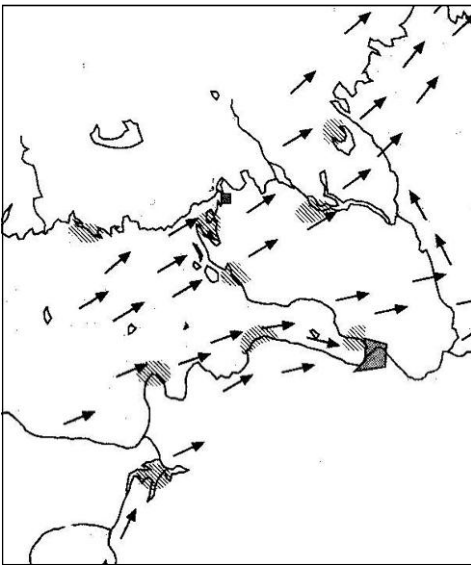


Рис. 2.12.6. Схема путей весенних миграций и мест стоянок речных уток (показаны заштрихованными областями).

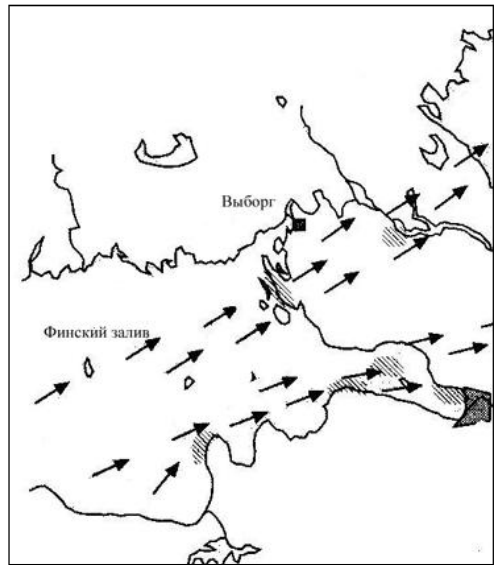


Рис. 2.12.7. Схема путей весенних миграций и мест стоянок лебедей (показаны заштрихованными областями).

Весной на этих стоянках встречается около 20 тыс. мигрирующих чернозобых и до 1 тыс. краснозобых гагар, более 2 тыс. чомги, большое количество больших бакланов. Во время весенних миграций в массе встречаются 4 вида гусей (серый, гуменник, белолобый, пискулька), 3 вида казарок (канадская, белошекая, черная), 3 вида лебедей (кликун, шипун, тундряный). Наиболее массовыми видами в этот период являются речные (7 видов из рода *Anas*) и нырковые утки (8 видов); их приблизительная численность на пролете в отдельные годы превышает 1 млн особей (Бубличенко, 2001). Многочисленны на пролете крохали. Регулярно встречается обыкновенная гага, отмечены единичные встречи гаги-гребенушки. На побережье и островах на пролете зарегистрированы 29 видов куликов. Их общая численность в период миграций составляет около 100 тыс. особей (Бубличенко, 2001). Наиболее многочисленны чернозобик, песчанка, малый зуек. За период миграций здесь пролетает свыше 1 млн 6 видов чаек (Бубличенко, 2001). Наиболее массовые: серебристая (40%), сизая (30%), клуша (15%), морская (5%) чайки (Бубличенко, 2001). Крачки (обыкновенная, полярная, малая, черная, чеграва) на весеннем и осеннем пролетах образуют скопления до нескольких сотен особей.

Отмели в районе ст. Красная горка, Лебяжьего, Большой Ижоры издавна известны как место скопления пролетных водоплавающих птиц (Бианки, 1907). Отличаясь высокой продуктивностью, прибрежная зона играет важнейшую роль в поддержании энергетического баланса пролетных водоплавающих и околоводных птиц. Во время миграций и на остановках наиболее многочисленны здесь пластинчатоклювые. В период весеннего пролета — это наиболее заметная и многочисленная группа мигрантов. На пролете и стоянках отмечено 3 вида лебедей, 4 — гусей и 16 — уток. На мелководьях Финского залива между ст. Красная горка и Большой Ижорой на площади около 10 км² в апреле – мае регистрируется до 25 тыс. лебедей и 100 тыс. речных и нырковых уток. Миграция лебедей проходит с III-й декады марта по III-ю декаду мая. Среди лебедей в последние годы значительно увеличилась доля шипуна и тундряного лебеда. Шипун, как известно, в настоящее время бурно увеличивает свою численность в Прибалтике и все чаще встречается на пролете вблизи Санкт-Петербурга. В конце апреля — начале мая на стоянках доминируют тундряные лебеди (до 80% общей численности лебедей). По-видимому, их высокая численность является следствием охранных мероприятий, интенсивно проводимых на местах зимовок этого вида. Одновременно на стоянках скапливается до 4 тыс. малых лебедей. Морские утки — морянка, синьга, турпан, морская чернеть являются доминирующей группой среди мигрантов на рассматриваемой территории (Putkonen, 1942; Bergman, Donner, 1964; Носков и др., 1965, 1974; Kontiokorpi, 1993, 2000; Kontiokorpi, Parviainen, 1995). Их главные маршруты миграции весной идут от Западной Эстонии на северо-восток через Финский и Выбогский заливы. Меньшая часть мигрантов, главным образом синьга, турпан и морская чернеть пролетают по восточной части Финского залива и останавливаются у побережья поселков Солнечное и Дюны (Vojarinova, Bublichenko, 2001). Многочисленны и ржанкообразные. Здесь отмече-

но: 20 видов куликов, 6 видов чаек и 4 вида крачек. Чайки весной, особенно после вскрытия залива, являются фоновыми видами. Общая численность серебристой, озерной и сизой чаек на пролете весной в Лебяжьем может составлять до 200 тыс. за сезон. Обычной стала в последние годы малая чайка, которая 15–20 лет назад считалась редкой птицей региона. Среди куликов отмечаются редкие для региона травник и кулик-сорока.

Зоны мелководий вокруг Березовых островов — одна из важнейших в Северо-Западном регионе России стоянок водоплавающих птиц на весеннем пролете (Носков и др., 1965). Березовые острова — место массового гнездования водоплавающих птиц (Храбрый, 1984). Весной здесь обычны мигрирующие гагары. За весну пролетает 20–40 тыс. особей чернозобой гагары и до тысячи краснозобой гагары. В прибрежной зоне во время весеннего пролета регистрируется 1–2 тыс. особей чомги и серошекой поганки. На весеннем пролете и на остановках обычны лебеди (до 20–30 тыс.). Преобладают кликуны, но в массе встречается и малый лебедь (5000 особей за сезон). В последние годы регулярно встречаются одиночные особи шипуна. Годовалые шипуны и кликуны часто остаются на лето. Весной и осенью, как правило транзитом, над островами пролетает до 500 тыс. гусей (белолобый, гуменник, серый, и меньших количествах пискулька). Казарки — белошекая и черная (20–30 тыс.) останавливаются на приморских маршах (Бузун, 2001). На весеннем пролете общая численность останавливающихся речных уток (кряквы, свиязи, широконоски, чирков — свистунка и трескунка, шилохвости, серой) составляет 300–500 тыс. особей. Преобладают — чирок-свистунок, кряква, свиязь, чирок-трескунок, шилохвость. Самая массовая группа на пролете и стоянках весной — нырковые утки (красноголовый нырок, хохлатая чернеть, морская чернеть, морянка, гоголь, обыкновенная гага, синьга, турпан, луток, средний крохаль, большой крохаль). Доминирует синьга (до 300–400 тыс.), морянка (до 300–400 тыс.), турпан (100–200 тыс.), морская чернеть (100–300 тыс.), хохлатая чернеть (100–200 тыс.), гоголь (150–200 тыс.). Вторую по численности группу (в пределах 10–20 тыс. особей), составляют большой и средний крохали, красноголовый нырок. В небольших количествах, но регулярно встречаются обыкновенная гага, луток. На побережье весной и осенью обычны кулики. На пролете их отмечено 28 видов. Наиболее многочисленны песочники: чернозобик, кулик-воробей, белохвостый песочник, а также большой и средний кроншнепы, бекас, малый зуек. Специальных учетов численности куликов не проводилось, но по-видимому, пролетает около 100 тыс. особей куликов. На островах в течение всего гнездового периода наиболее обычны чайки (озерная, серебристая, сизая, клуша, морская). За период весенних миграций пролетает около 500 тыс. особей. Массовыми видами являются озерная чайка (40%), серебристая чайка (20%), сизая чайка (20%), клуша (10%). Очень характерны осенние скопления чаек на песчаных пляжах и отмелях, а также миграционные скопления в сентябре – октябре. Общая численность чаек в осеннее время может быть оценена в 1–1.5 млн особей. 5 видов крачек на весеннем и осеннем пролетах образуют скопления в сотни особей.

Огромное значение для мигрирующих и гнездящихся водоплавающих и околоводных птиц имеют острова центральной части Финского залива (Сескар, Мощный, Малый, Гогланд, большой и малый Тютерс, архипелаг Виргины). Побережья островов и мелководья служат местом кормежки и гнездования редких для Ленинградской области птиц. Здесь на гнездовании обнаружены: лебедь-шипун, пеганка, обыкновенная гага, кряква, чирки — свистунок и трескунок, шилохвость, свиязь, широконоска, хохлатая чернеть, красноголовый нырок, турпан, большой и средний крохали, 5 видов чаек, 5 видов крачек в том числе чеграва, чистик, гадарка, кулик-сорока, камнешарка. Общая численность птиц в гнездовое время, только у острова Сескар, насчитывает более 100 тыс. пар (Носков и др., 1993). Для синьги и турпана, кроме того, характерны летние перемещения (конец июня — июль), когда взрослые самцы снова появляются в акватории Финского залива, где в массе концентрируются на линьку у побережья островов Сескар, Мощный, Малый, Гогланд, Малый Тютерс (Носков и др., 1993). Осенью, во второй половине сентября, всего октября и большей части ноября происходит обратная миграция. Утки проделывают этот же путь в обратном направлении, но как правило, в большинстве своем транзитом, и только небольшие стаи птиц останавливаются на короткое время в прибрежной акватории залива.

К западу от Ломоносова у станции Кронштадтская колония имеется небольшой участок берега с сильно изрезанной и заросшей береговой линией. Большая часть территории занята широким массивом тростниковых и камышевых зарослей. Весной здесь формируются кормовые стоянки речных уток (кряквы, свиязи, чирков — свистунка и трескунка, шилохвости, широконоски, большой поганки, и лысухи). Через этот район в ночные и вечерние часы идет интенсивная миграция куликов: бекаса, турухтана, песочников, чернозобика, большого улита, травника. На стоянках во время миграций скапливаются огромные стаи обыкновенной, сизой и серебристой чаек, обыкновенной крачки. В период размножения в тростниковой полосе формируются гнездовые колонии чайковых птиц, совместно с которыми гнездятся также поганки, лысухи, утки.

Немаловажное значение для мигрирующих и гнездящихся водоплавающих и околоводных птиц имеют также мелководья и побережье о. Котлина в его центральной и западной частях. Плавни Котлина включают в себя мелководную акваторию Финского залива у дамбы, мозаично поросшую тростниками и камышом, а также заболоченный береговой участок, заросший тростником и ивой. В весенний период здесь формируются массовые скопления (до нескольких тысяч) водоплавающих птиц: лебедей — кликуна и тундряного, речных уток — кряквы, шилохвости, широконоски, свиязи, чирка-свистунка; нырковых уток — хохлатой и морской чернетей. Здесь обычны гоголь, большой крохаль, лысуха, чайки и кулики. Плавни о. Котлина — место где образуются большие колонии гнездящихся озерной чайки и речной крачки. Здесь же ежегодно гнездится чомга, лысуха, кряква, чирок-свистунок.

Одна из наиболее крупных постоянных весенних стоянок водоплавающих птиц Беломоро-Балтийского миграционного пути до конца 70-х гг. прошлого столетия

существовала на мелководьях Невской губы в дельте Невы — так называемой «Маркизовой лужи». Мелководная и богатая кормами Невская губа всегда обеспечивала пищей водоплавающих и околоводных птиц, массовые стоянки которых на этом водоеме, по-видимому, сформировались уже в послеледниковый период (Носков, 2003). В начале прошлого столетия здесь в прибрежной зоне концентрировались все виды водоплавающих. Гуси же останавливались и кормились на низинных болотах вдоль побережий, а разные речные и нырковые утки, чайки, крохали, лебеди тяготели к мелководьям Собакиной и Крестовской отмелей (Раснер, 1912). В благополучном состоянии эта стоянка существовала еще и в середине прошлого века (Мальчевский, 1964). К концу 60-х – началу 70-х гг. прошлого столетия по мере застройки западной части Васильевского острова и намыва грунта на побережье условия кормежки и отдыха птиц на этой стоянке ухудшались. Наибольшие безвозвратные изменения по уникальным сообществам мелководий в Невской губе были нанесены в 70-х гг. прошлого столетия при намыве западного фасада Ленинграда, намыве грунта в районе Автово, Урицка, Стрельны. В результате были уничтожены многочисленные стоянки водоплавающих птиц и ценнейшие сообщества бентоса и планктона на Крестовской и Собакиной отмелях. В результате этих работ исчезли прибрежные низинные болота и луга на северном берегу Невской губы (район Лахты – Старой Деревни), в западной части Васильевского острова, и на южном берегу губы (район Автово – Урицк – Знаменка). Небольшой островок Вольный с прибрежными заливными лугами, расположенный в зоне мелководий к западу от Васильевского острова, соединился с последним, и превратился в зону сооружения морского фасада Санкт-Петербурга.

Коренные изменения затронули и Лахтинский разлив. Специфические особенности Лахтинского разлива заключаются в том, что на протяжении последних 200 лет водоем и его бассейн подвергался постоянным и существенным гидромелиоративным воздействиям (Кулибаба, 2005). Объем и направленность этих воздействий принципиально изменили биогеоценологическую структуру озерно-лагунного комплекса. Однако все современные неблагоприятные факторы влияния на водоем не могут быть сопоставимы с воздействием, изменившим его природный тип в процессе добычи песка для намыва городских территорий в 70–90 гг. XX в. Начало XX в. было тем последним периодом, когда существовал единый водно-болотный комплекс побережья Лахтинской гавани и Лахтинского разлива. Он включал собственно мелководный Лахтинский разлив, заболоченное пойменное восточное побережье озера, соединенное с литоральными тростниками Лахтинской гавани и береговую отмель с простираем на запад по побережью Невской Губы. К середине XX в. территории бассейна озера были существенно изменены разного рода хозяйственным освоением, но до начала 70-х гг. в биотопы собственно озера оставались относительно неизменными. Последнее подтверждается тем, что береговая линия озера 1968 г. в целом повторяет конфигурацию карты 1848 г. Крайне существенным было наличие плесовых мелководий (до 40% акватории) с тростниково-камышевыми ассоциациями в центральной и южных частях озера.

К этому времени относятся максимальные показатели численности гнездовых и мигрирующих видов водоплавающих и околоводных птиц. О достоверности процесса резкого снижения разнообразия видового состава птиц свидетельствует качественная оценка численности орнитокомплекса (табл. 2.12.2).

Приблизительно до 50–60 гг. прошлого столетия главные остановки гусей — белолобого, гуменника, серого были расположены на прибрежных болотах Невской губы на затопляемой части побережья, так называемом Гороховом поле. По мере застройки этой территории и уничтожения мелководий и заливных лугов

Таблица 2.12.2

Изменение состава фауны водоплавающих и околоводных птиц Лахинского разлива в разные годы (число пар)

Вид	Статус	Годы наблюдений			Динамика 1996–2002
		1996	2001	2002	
Серебристая чайка	К	35	0	0	–35
Озерная чайка	К	30	18	0	–30
Кряква	О	25	6	2	–23
Лысуха	О	20	8	2	–18
Тростниковая камышевка	О	12	2		–12
Хохлатая чернеть	О	12	16	0	–12
Болотная камышевка	О	12	1	0	–12
Малая чайка	К	12	3	0	–12
Черныш	О	7	2	0	–7
Камышевка-барсучек	О	12	4	7	–5
Речная крачка	О	4	10	0	–4
Чирок-свиистунок	О	4	3	0	–4
Камышовая овсянка	О	15	18	12	–3
Погоньш	Р	3	2	0	–3
Чомга	О	3	2	0	–3
Дроздовидная камышевка	О	2	1	0	–2
Коростель	О	4	4	2	–2
Перевозчик	О	12	12	10	–2
Фифи	Р	2	2	0	–2
Красноголовый нырок	Р	0	2	0	0
Камышница	О	6	4	5	–1
Малая крачка	Р	1	0	0	–1
Малый зуек	Е	1	0	0	–1
Речной сверчок	Е	1	1	0	–1
Чибис	О	4	8	3	–1
Болотный лунь	Р	0	1	1	+1
Камышница	С	0	2	0	0

Примечание. О — обычен, Р — редок, С — спорадично, К — колония.

гуси стали осваивать под стоянки поля, расположенные в юго-западных окрестностях города. Таким образом, гуси сохранили область своих весенних остановок в пути на востоке Финского залива, но местоположение их изменилось (Носков, 1997; Смирнов, 2001) (рис. 2.12.8).

В настоящее время единственная сохранившаяся стоянка у северного побережья Невской губы расположена в акватории Лисьего Носа. Здесь благодаря обилию мест, благоприятных для кормежки отдыха, тысячи водоплавающих используют мелководья в качестве мест стоянок во время весенних миграций (Afanasieva

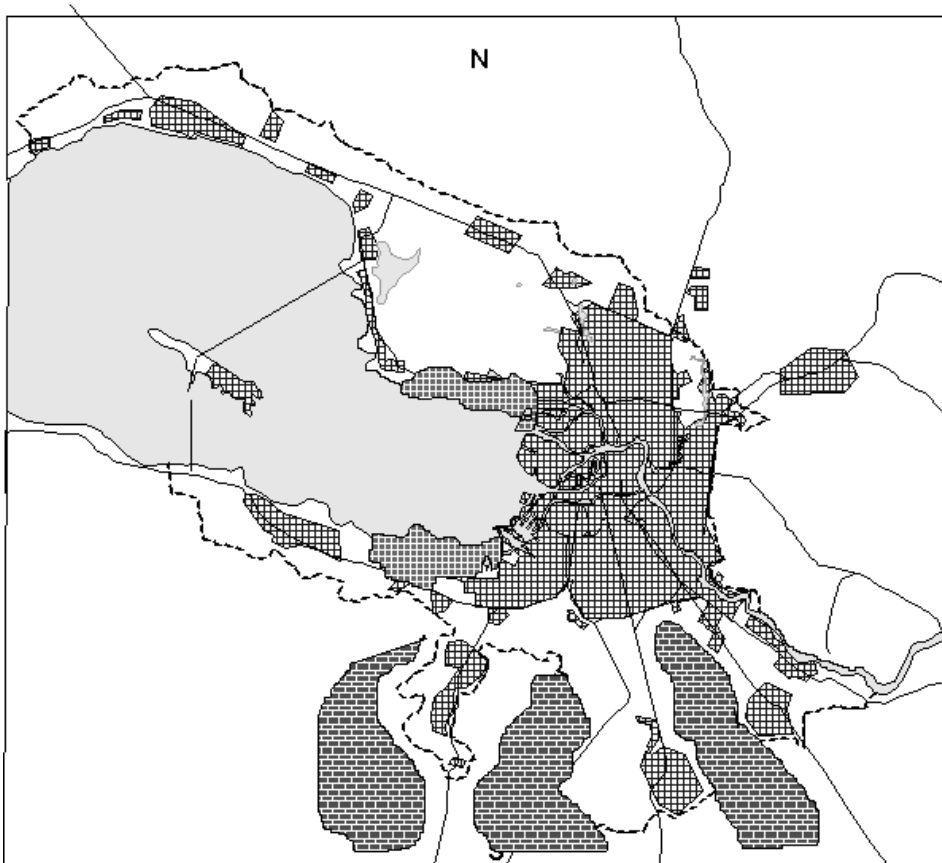


Рис. 2.12.8. Изменение мест стоянок гусей под Санкт-Петербургом.



et al., 2001; Иовченко, 2003). Значительные концентрации отдельных видов птиц отмечаются также в период летних и осенних перемещений. Наиболее многочисленными группами среди птиц, останавливающихся здесь для отдыха и кормежки, являются пластинчатоклювые и ржанкообразные. В период весенних миграций на мелководьях одновременно собирается до 500 лебедей (кликунов и тундряных), около 2000 уток разных видов. За весь период весенних миграций на стоянках регистрируется несколько тысяч особей 7-ми видов речных уток и 10-ти видов нырковых уток. Самые многочисленные — хохлатая черныш, кряква, свиязь, средний и большой крохали, чирок-свистунок и гоголь. Крупные скопления образуют лысуха и чомга. Среди куликов наиболее многочисленны в период весенних миграций чибис, большой улит, щеголь, перевозчик. Регулярно встречаются большой и средний кроншнепы, фифи, черныш, травник. Самая многочисленная группа мигрантов весной — чайки (серебристая, сизая, озерная и малая).

Из приведенного обзора видно, что рассматриваемая территория имеет большое видовое разнообразие птиц. Несмотря на большую рекреационную нагрузку, территория сохраняет огромную значимость как место гнездования и крупных концентраций птиц разных экологических групп в периоды сезонных перемещений. В водных, прибрежных и лесных экосистемах высокий процент составляют редкие, уязвимых и особо ценные виды птиц. Здесь встречается 21 вид птиц, занесенных в Красную книгу Российской Федерации, 85 видов в Красную книгу Балтики, 38 видов в Красную книгу Фенноскандии, 66 видов в Красную книгу природы Ленинградской области и 46 видов в Красную книгу природы Санкт-Петербурга. Их сохранение имеет огромное значение для поддержания должного уровня биоразнообразия и улучшения общего экологического состояния региона.

В настоящее время состояние популяции отдельных видов птиц подвержены значительному антропогенному прессу. Масштабные строительные работы на многих участках побережья Финского залива и Невской губы способствуют изменению ландшафта. Любой крупный портовый комплекс, развиваясь, становится центром экономического тяготения окружающей территории и формирует соответствующую инфраструктуру. При строительстве и в ходе эксплуатации порта неизбежно освоение и преобразование компонентов природы: что-то исчезнет безвозвратно, что-то сохранится в сильно трансформированном виде.

Воздействие на птиц в процессе строительства и эксплуатации портовых и иных комплексов на побережье Финского залива обусловлено, в первую очередь, нарушением растительного и почвенного покрова, проведением земляных работ, созданием и функционированием ряда объектов в пределах строительной площадки, усовершенствованием или созданием новых автомобильных дорог, увеличением интенсивности движения на них. Все это оказывает на фауну и население птиц прямое и опосредованное воздействие. Прямое воздействие обусловлено возможной гибелью птиц при проведении строительно-монтажных работ. Косвенное проявляется в изменении условий существования птиц за счет изъятия и разрушения местообитаний, сокращения площадей кормовых угодий, загрязнения окружа-

ющей среды, усиления действия фактора беспокойства, оказывающего сильное воздействие на многие виды и приводящего к усилениям кочевок в радиусе нескольких километров от места производства работ и т.п.

Основными факторами воздействия на популяции и сообщества птиц в процессе строительства и эксплуатации портовых и иных комплексов на побережье Финского залива являются:

- непосредственное воздействие на птиц;
- полная либо частичная трансформация местообитаний;
- беспокойство — эффект присутствия человека и шум работающей техники;
- изменение фаунистического состава и структуры населения;
- нарушение трофических, топических и иных связей в зооценозах;

В результате возможно формирование обедненных, монодоминантных сообществ с господством экологически пластичных видов. Наиболее уязвимыми видами и группами птиц являются: чернозобая гагара, пластинчатоклювые (речные и нырковые утки), болотный лунь, галстучник, малый зуек, камнешарка, чернозобик, кулик-сорока, чайки и крачки, дроздовидная и тростниковая камышевки, усатая синица, ремез.

Трансформация береговых комплексов — нарушение рельефа береговой зоны, углубление, уничтожение водной, околородной растительности, прибрежных мелколиственных лесов, загрязнение и засорение прибрежных зон — отразится на благополучии околородных и водоплавающих птиц. Негативное воздействие на фауну и население может быть смягчено при условии выполнения всех необходимых природоохранных мероприятий.

Таким образом, для сохранения природных комплексов и в том числе орнитофауны Финского залива необходимы природоохранные мероприятия. Эта цель может быть достигнута только путем организации особо охраняемых природных территорий достаточно высокой категории, на что уже давно и неоднократно указывали многие специалисты (Храбрый, 1982; Носков и др., 1993, Носков, 2003; Ковалев, Коткин, 2003).

2.13. ТЮЛЕНИ В ЭКОСИСТЕМЕ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Тюлени это вершина пищевой пирамиды в Финском заливе и, как следствие, своеобразные аккумуляторы всех вредных веществ, проходящих по пищевым цепям. В то же время, в отличие от рыбаков, это прекрасные санитары рыбных запасов, и их отсутствие приводит зачастую к массовой гибели рыб от различных заболеваний.

В акватории Финского залива встречаются два вида тюленей из трех обитающих на Балтике. Оба вида занесены в Красную Книгу РФ и Ленинградской области.

Балтийская кольчатая нерпа (*Pusa hispida botnica* Gmelin, 1788) держится в районе Кургальского рифа, у островов Вигрунд, Сескар, Малый и Большой Тютерс, Мощный, юго-западнее Березовых островов. В начале XX в. общая численность балтийского подвида кольчатой нерпы в Балтике оценивалась в 100 тыс. голов, в середине столетия снизилась до 10–50 тыс. особей. В 70-х гг. численность колебалась в пределах 10–20 тыс., в 80-х гг. сократилась до 8–10 тыс., а в начале 90-х гг. — до 4 тыс. В советских территориальных акваториях Прибалтики была выявлена такая же тенденция к сокращению численности: в 1970 г. в Рижском и Финском зал. было учтено 12.5 тыс. особей, в 1973 г. — 14–15 тыс., в 1979 г. — 3.5–4 тыс. (Красная книга РФ, 2000). В настоящее время в Финском заливе обитает не более 200–300 нерп (Веровкин, Сагитов, 2003). Хрупкая популяция этого подвида легко может быть нарушена неблагоприятной экологической ситуацией (загрязнение акватории и истощение кормовой базы) и беспокойством в репродуктивный период.

Серый тюлень (рис. 2.13.1) (балтийский подвид) (*Halichoerus grypus macrohynchus* Hornschuch et Schilling, 1851) — встречается в основном у южного побережья Финского залива (Кургальский и Кискольский рифы, о. Малый Тютерс, Вигрунд и Мощный), где животные держатся преимущественно в летнее время.



Рис. 2.13.1. Серый тюлень.

Зимой встречи его носят случайный характер. В XX в. общая численность балтийского подвида серого тюленя в Балтике оценивалась от 20–30 до 100 тыс. голов. В 60-х гг. численность серых балтийских тюленей снизилась до 5–10 тыс. особей, в 70-х гг. до 1.5–2.0 тыс., в 80-х гг. поднялась до 3 тыс., а в 90-х до 5.3 тыс. особей. В Финском зал. в 70-х гг. было зарегистрировано до 100 особей, в 80-х гг. — 200–300 особей; в 90-х гг. — около 600 (Красная книга РФ, 2000). В настоящее время в наших водах обитает 400–500 особей (Веревкин, Сагитов, 2003). Серый тюлень страдает в основном от загрязнения воды.

По данным HELCOM (2005 г.) во всей Балтике обитает 5–6 тыс. нерп и около 20 тыс. серых тюленей. В настоящее время существуют объективные предпосылки для ухудшения ситуации с сохранением этих видов в фауне Финского залива.

Превращение России в экономически отсталую страну (что уже является фактом, исходя из НВП, госбюджета и сокращения трудоспособного населения) неизбежно привело к усилению хищнической эксплуатации природных ресурсов, как единственного источника национального дохода. Как следствие, резко возросла потребность в строительстве транспортных трубопроводов и новых портов для экспорта сырьевых ресурсов. В то же время политические причины не позволяют использовать уже имеющиеся порты Прибалтики. Единственным выходом остается использование Ленинградской области как транзитной территории расположенной на берегу Финского залива Балтийского моря. Судовые транспортные потоки здесь очень интенсивны и продолжают усиливаться. При этом планируется перемещение портовой нагрузки из Санкт-Петербурга, где она сосредоточена сейчас, в Ленинградскую область, в связи с чем уже построены и строятся 4 портовых терминала на берегу Финского залива — в гг. Высоцке и Приморске на северном берегу залива, а также в Усть-Лужской губе и бухте Батарейной на южном берегу. Все они будут непосредственно воздействовать на местообитания тюленей расположенные рядом с новыми портами.

Совместными научными исследованиями скандинавских и российских ученых за последние 15 лет установлены факторы, непосредственно влияющие на популяции тюленей в Финском заливе. Они указаны в порядке убывания их негативного воздействия.

Загрязнение вод. Болезни тюленей, вызванные загрязнением воды химическими веществами, приводят к стерилизации особей и смертельным кишечным интоксикациям (диоксины и РСВ). Среди самок кольчатой нерпы до 20% взрослых особей страдают маточной непроходимостью, вследствие воздействия токсинов. Наивно думать, что с интенсификацией использования вод Финского залива, их чистота будет улучшаться, скорее всего, наоборот. Накопление токсинов может привести к ослаблению иммунитета тюленей и к их массовой гибели, что уже было на Балтике в 70–80 гг. XX в. Последний раз сравнимая по масштабам массовая гибель тюленей произошла в 2000 г. на каспийском побережье, когда в районе Мангышлака погибли около 10.5 тыс. особей. Причиной их гибели назвали хронический токсикоз. Несколько лет в силу биологических особенностей в орга-

низме животных накапливались нефтяные токсины и сельскохозяйственные пестициды, что привело к резкому падению иммунитета у тюленей и подверженности их инфекционным заболеваниям. Не исключено, что очередная массовая гибель тюленей на Каспии в эти весенние дни 2007 г. происходит по этой же причине. Увеличение загрязнения Финского залива нефтяными токсинами в ближайшие годы может привести к подобной катастрофе.

Конкуренция за рыбу. Совершенно ясно, что при такой низкой численности тюленей их вред рыбакам минимален, хотя повреждение сетей, изъятие рыбы прямо из сетей и садков встречаются регулярно. Как следствие, происходит преследование и уничтожение тюленей. Надо отметить, что нерпа питается рыбой и ракообразными, потребляя в основном морских тараканов, бычков, бельдюгу, салаку, корюшку, кильку и колюшку. Заметим, что это далеко не самые ценные породы рыб в Финском заливе. Серый тюлень наносит большой урон рыбным запасам, как более крупный ихтиофаг, но в сети попадает реже. Уничтожение тюленей рыбаками (как в сетях, так и с помощью оружия) продолжается и по сей день, и ежегодно оценивается в несколько десятков особей.

Судоходство. Ожидаемое увеличение судоходства в западной и северной частях Финского залива неминуемо приведет к росту случаев травмирования тюленей (преимущественно молодых) винтами судов в зимне-весенний период. Ежегодно от этого гибнет более 10 тюленей (только за весну 2007 г. уже пришло 3 таких сообщения). Но наибольшую опасность представляет разбивка льдов ледоколами в местах щенения нерпы, что приводит к разрушению неподвижного льда и уничтожению молодых зверей. К сожалению, вывод танкеров из нефтеналивного порта Приморск будет проходить вблизи мест размножения нерпы южнее Березовых островов, что неминуемо приведет к резкому уменьшению численности этих тюленей, которые и так стоят на грани исчезновения в Финском заливе. Фарватер захода в порт в Лужской губе проходит непосредственно через Кургальский риф, где держится основная часть серых тюленей и отмечено размножение кольчатой нерпы. Заметное усиление судоходства по этому маршруту негативно скажется на этих животных и их основных местообитаниях.

Потепление — причина уменьшения неподвижных ледяных полей. Оба вида тюленей Финского залива пагофилы, то есть животные, достаточно прочно привязанные ко льду, особенно в период размножения. Учитывая, что серый тюлень более пластичен и может щениться на берегу, уменьшение ледового покрова залива отразится в первую очередь на нерпе, которая рождает только на припайном льду.

Инфекционные заболевания. Известно, что тюлени болеют чумой плотоядных и рядом других заболеваний, которые могут серьезно подорвать численность отдельных популяций. В совокупности с другими факторами это приводит к гибели групп животных на местах их залежек в летнее время.

Непомерная нагрузка на акваторию Финского залива, в связи со строительством новых портов, прокладки трубопроводов и иными видами хозяйственной

деятельности, должна неминуемо привести к полному исчезновению тюленей (и в первую очередь нерпы) из российских территориальных вод в ближайшие годы. Вероятно, что сохранятся заходы тюленей из западной акватории залива, но это скорее будет исключение из правил. Предлагаемые меры охраны, и в том числе создание Ингерманландского заповедника (включающего часть островов Финского залива), никакого значения для сохранения тюленей в сложившейся обстановке иметь не будут. Совершенно ясно, что основные причины вымирания тюленей, такие как загрязнение воды (в первую очередь нефтепродуктами), рыболовство и судоходство никак не изменить с помощью природоохранных мер на такой малой по площади акватории как Финский залив.

2.14. БИОЛОГИЧЕСКИЕ ИНВАЗИИ

В различных регионах мира проблеме чужеродных видов, часто рассматриваемой как специфический вид загрязнения водных и наземных экосистем (Elliot, 2003), уделяется большое внимание, в том числе и из-за заметно возросшего числа регистраций вселенцев, скорости антропогенных переносов организмов (Williamson, 1996; Carlton, 2001).

Разноплановые исследования чужеродных организмов в водоемах бассейна Финского залива и Волго-балтийского водного пути (ВБВП) продолжают с середины прошлого века (Николаев, 1951, 1985; Журавель, 1967; Иоффе, 1968, 1972; Карпевич, 1975; Нилова, 1976; Мордухай-Болтовской, 1970; Анцулевич, Лебардин, 1990; Орлова и др. 1999; Телеш и др., 2001; Березина и др., 2001; Орлова, Щербина, 2002, Литвинчук и др., 2001; Березина, 2004; Орлова, Шадрин, 2004; Панов и др., 2004; Телеш, Орлова, 2004; Белякова, 2006а; Panov et al., 1998; Reid, Orlova, 2002; Slyn'ko et al., 2002; Orlova et al., 2006; Litvinchuk, Telesh, 2006; и мн. др.). В 1960–70-е гг. они были посвящены главным образом оценке возможности и результатов акклиматизации хозяйственно ценных видов в водохранилищах Волжского каскада и Прибалтики, озерах Ленинградской области. С прекращением акклиматизационных мероприятий интерес к проблеме видов-вселенцев существенно снизился. Возобновление исследований в рамках федеральных и международных программ приходилось на 1990-е гг., в этот период и по настоящее время они посвящены регистрации новых видов, феноменологии и механизмам процесса биологической инвазии. С конца 1990-х особое значение в изучении вселенцев приобрели практические аспекты, такие как перенос организмов с балластными водами и оценка возможности прогнозов будущих инвазий (Gollasch, Leppakoski, 1999; Leppakoski et al., 2002), налаживание мониторинга чужеродных видов как методологии решения проблемы «биологического загрязнения» (Отчет..., 2004). В 1998–2007 гг. в восточной части Финского залива начаты и проводятся регулярные натурные наблюдения по специально разработанной сетке станций (рис. 4.1.1) исследования роли чужеродных видов в формировании структуры сообществ-реципиентов, качества воды (Телеш и др., 2001; Litvinchuk, Telesh, 2006; Orlova et al., 2006; Berezina, 2007).

История регистраций чужеродных видов в Невской губе и восточной части Финского залива

В исследовании биологических инвазий важная роль принадлежит точному установлению дат и мест обнаружений вида-вселенца и наблюдениям за его натурализацией и дальнейшим распространением в регионе-реципиенте в пределах экологического ареала. История инвазий многих даже массовых чужеродных видов в экосистемах бассейна Финского залива имеет существенные пробелы.

Однако история расселения нескольких видов прослежена достаточно детально не только в Финском заливе, но и в водоемах Европы и Европейской части России. Например, имеются документированные свидетельства распространения элодеи канадской или «водяной чумы» (*Eloдея canadensis*), которая была завезена в Европу из Северной Америки в начале XIX столетия. Сначала она попала в Ирландию, куда ее предположительно завезли со строевым лесом. В 1836 г. элодея уже была найдена растущей в водоемах Ирландии, в 1841–1847 гг. — в водоемах Великобритании (Шотландия), а в 1870–80 гг. начинает встречаться в водоемах континентальной Европы. Расселялась элодея, скорее всего, как декоративное аквариумное растение, но, вполне возможно, ее быстрое распространение связано с перелетными птицами и с судоходством. В настоящее время элодея широко распространена в континентальных водоемах во всех странах балтийского региона. Временем вселения элодеи в Балтику считается 1870 г., и в настоящее время ее местонахождения зарегистрированы в опресненных водах бухт юга Финляндии, в Ботническом и Выборгском заливах и в Невской губе. В бассейне Невы этот вид впервые был найден К. Мейнсгаузенем в районе Лахты (р. Каменка) в 1880–1881 гг., годом позже Р. Регель обнаружил его в реке Карповке (Санкт-Петербург), а через 10 лет вид уже натурализовался, и в водоемах почти по всей Петербургской губернии было отмечено сильное разрастание элодеи (Гусев, 1964; Жакова, 2004).

Прослежена история инвазии нескольких видов водных беспозвоночных. *Marenzelleria neglecta* (ранее *Marenzelleria viridis*) Sikorski et Bick, 2004) занесена в Европу в начале 1980-х, по-видимому, с балластными водами. В Балтийском море впервые отмечена в 1985 г. (Zettler et al., 2002). Дальнейшее распространение в Балтике, очевидно, происходило преимущественно естественным путем на стадии личинки. В первой половине 1990-х гг. *M. neglecta* проникла в эстонские и финские воды Финского залива (Norkko et al., 1993; Stigzelius et al., 1997; Kotta, Kotta, 1998). В 1996 г. несколько экземпляров полихет были встречены в Лужско-Копорском районе, в пределах российской акватории залива (Ляхин и др., 1997). Уже на следующий год *M. neglecta* заселила значительные площади дна и стала обычным компонентом донной фауны восточной части Финского залива.

Планктонный ветвистоусый понто-каспийский рачок *Cercopagis pengoi* найден в Рижском и Финском заливах летом 1992 г. (Avinsky, 1997). В августе 1996 г. он был обнаружен под Приморском в значительном количестве — 60 экз./м³ (Анцупевич, неопубликованные данные), а уже в августе 1997 г. встречен как массовый вид в мелководном районе вплоть до комплекса защитных сооружений (Алимов и др., 1998). В 2003 и 2004 гг. список планктонных ракообразных пополнился еще двумя понто-каспийскими видами *Cornigerius maeoticus maeoticus* и *Evadne anonyx*, последний вид, однако уже в 2004 г. был массовым, то есть натурализовавшимся (Литвинчук, 2005; Литвинчук, Максимова, 2005; Rodionova et al., 2005; Rodionova, Panov, 2006).

Несколько видов донных ракообразных, было зарегистрировано в 1990–2000-е гг. с началом регулярных наблюдений в прибрежье. Байкальские амфипо-

ды *Gmelinoides fasciatus* в пресноводной Невской губе были впервые обнаружены в 1996 г. (Алимов и др. 1998), в солоноватоводной части эстуария р. Невы — в 1999 г. (Berezina, Panov, 2003), в 2005 г. в Лужской губе (MERI, 2006) и Выборгском заливе (М.И. Орлова, О.А. Спиридо, неопубл. данные), в 2007 г. в районе Красной горки (там же). Вселение этих амфипод байкальского происхождения в Финский залив могло произойти естественным путем из оз. Ладожского и озер Карельского перешейка, куда они были намерено вселены в 1970-х гг. (Berezina, 2007a). Амфиподы понто-каспийского происхождения *Pontogammarus robustoides* вместе со смесью других видов из Каунасского водохранилища были использованы для интродукции в озера Ленинградской области в 1967–69 гг. В Невской губе (в районе Петродворца) *P. robustoides* впервые обнаружен в 1999 г. (Berezina, Panov, 2003). Также не исключен вариант случайного заноса понтогаммаруса в Финский залив с балластными водами судов из южной Балтики. Возможно, что акклиматизационные мероприятия в Прибалтике и Ленинградской области стали причиной появления в Финском заливе в 2004 г. и еще одного бокоплава понто-каспийского происхождения *Chaetogammarus warpachowskyi*. В 2005 г. найден еще 1 вид амфипод — североамериканский *Gammarus tigrinus* (Berezina, 2007b), а в 2006 г. — понто-каспийский бокоплав *Chelicorophium curvispinum* (Малявин и др., 2008). Способом интродукции этих двух видов, видимо, следует считать судоходство из северо-восточной и южной частей Балтики.

Есть сведения об интродукции ротана в водоемы Петербургской губернии. В 1912 г. с р. Зея он был привезен натуралистом Ипполитом Заливским в поселок Лисий Нос под Санкт-Петербургом, где содержался в аквариуме, после чего в 1916 г. выпущен в садовый пруд, где и размножился (Дмитриев, 1971). Во втором десятилетии XX столетия ротан был выпущен аквариумистами и в небольшие водоемы в районе Сестрорецка и распространился в прибрежной зоне Финского залива вблизи Петродворца и станции Горская (Кудерский, 1982). Кроме прибрежной зоны Финского залива и водоемов прилежащих территорий, он встречался в небольших прудах ряда садоводств и в прудах парков Санкт-Петербурга и окрестностей (Кудерский, 1998; общий обзор инвазии ротана см. Богущкая, Насека, 2002 URL: www.zin.ru/animalia/pisces/).

Приведенные выше сведения о подробно датированных первых находках и расселении чужеродных видов водных беспозвоночных в Балтике и в Финском заливе позволяют предположить, что расселение натурализовавшегося вселенца в районы, удаленные от изначальной точки обнаружения, занимает от 2–3-х лет до 2 десятилетий.

Однако необходимо отметить ограниченность наших знаний о реальной хронологии процесса. Очевидно, что при использовании стандартных гидробиологических пробоотборников, облавливающих очень небольшие объемы воды и площади дна, находка нового вида возможна только при его достаточно высокой плотности. Таким образом, вид впервые регистрируется фактически уже на начальной стадии натурализации, когда его распространение и численность достигли опре-

Таблица 2.14.1
 Регистрации водных чужеродных видов в 1970–2007 гг. в восточной части Финского залива
 и на прилегающих акваториях

№	Вид	Происхождение	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Трофическая группа	Распределение				Источник			
							Пресноводный район	Мелководный р-н	Глубоководный район			Выборгский залив		
							Дельта р. Невы	НГ	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть		
1	Prokaryota Cyanobacteria Chroococcales Synechococcaceae <i>Johannesbaptistia pellicida</i> (Dickie) Taylor et Drouet 1938	нбор-троп	суд	нат?, мн, 1984	бент, эвриг	фот	-	?	-	-	-	-	-	Никулина, Анохина, 1987
2	<i>Chamaecyathus swirenskoii</i> (Schirrsch.) Kom. et Anagn. 1986	ю-в аз?	суд	нат, мн, 1995	эпиф, пр-олиг	фот	-	-	-	-	-	+	-	Белякова, 2006а
3	Oscillatoriales Oscillatoriaceae <i>Katagnymene palustris</i> G.S. West 1909	нбор-троп афро-аз	суд	нат?, мн, 1984	бент, пр-сол	фот	-	?	-	-	-	-	-	Никулина, Анохина, 1987
4	Nostocales Nostocaceae <i>Anabaena bergii</i> Ostensfeld f. minor (I. Kissel.) Kossinsk. 1953	п-к	суд	нат, мн, нерег, 1994	пл, эвриг	фот	-	-	-	-	-	+	-	Белякова, неопубл. данные

Продолжение табл. 2.14.1

№	Вид	Происхождение	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Профическая группа	Распределение						Источник		
							Пресноводный район		Мелководный р-н		Глубоководный район			Выборгский залив	
							Дельта р. Невы	НП	Мелководный р-н	Приморск	Лужская губа	Копорская губа			Открытая часть
5	<i>Anabaena cf. caspica</i> Ostenf. 1901	п-к	суд	нат? масс, нерет, 2002	пл, пр-сол	фот	Дельта р. Невы	НП	Мелководный р-н	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть	Выборгский залив	Белякова, неопубл. данные
6	<i>Anabaena cf. compta</i> (Nyg.) Nickel 1985	вбор з-свр	суд	нат? масс, нерет, 2002	пл, пр-олиг										Белякова, Ланге, неопубл. данные
7	<i>Anabaena flos-aquae</i> f. <i>artekaryana</i> Elenk. 1938	п-к	суд	нат, мн, рег, 1989	пл, пр, сол	фот									Белякова, 2006а
8	<i>Anabaena cf. kisselevii</i> Pr.-Lavr. 1968	к	суд	нат? масс, нерет, 2002	пл, сол	фот									Белякова, неопубл. данные
9	<i>Anabaena mendota</i> Trelease 1889	с-а	суд	нат, мн, нерет, 1990	пл, пр-сол	фот									Белякова, 2006а
10	<i>Anabaena smithii</i> (Kom.) M. Watanabe 1992	бор свр	суд	нат, мн, нерет, 2002	пл, пр-олиг	фот									Белякова, неопубл. данные
11	<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Artekav 1923	нбор-троп афро-аз	суд	нат, мн, нерет, 1989	пл, пр-сол	фот									Белякова, 2006а

Продолжение табл. 2.14.1

№	Вид	Происхождение	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Профическая группа	Распределение						Источник	
							Пресноводный район	Мелководный р-н	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть		Выборгский залив
12	<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V. Miller 1923	п-к	суд	нат, мн, рег, 1992	пл, пр-сол	фот		Дельта р. Невы	НГ	+	+	+	+	Белякова, неопубл. данные
13	<i>Anabaenopsis issatschenkoi</i> Woronich. 1934	с-в юг зСиб	суд	нат? мн, масс, нерег, 1990	пл, конт, эвриг	фот		Дельта р. Невы	НГ	-	-	-	-	Белякова, 2006а
14	<i>Aphanizomenon elenkinii</i> I. Kissel. 1951	п-к	суд	нат, мн, нерег, конец 1970-х	пл, пр-сол	фот		Дельта р. Невы	НГ	-	-	-	-	Белякова, 2006а
15	<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i> (Ussacz.) Pr.-Lavr. 1962	п-к	суд	нат, мн, рег, конец 1970-х	пл, пр-сол	фот		Дельта р. Невы	НГ	-	-	-	-	Белякова, Ланге, неопубл. данные
16	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Raju 1972 Eukaryota	нбор-троп	суд	нат? мн, нерег, 1991	пл, пр-сол	фот		Дельта р. Невы	НГ	-	-	-	-	Белякова, 2006а
1	Соудлистые растения <i>Elodea canadensis</i> Michaux, 1803	с-а	вт/аккл	нат, 1881–1882	бенг п грф	фот		Дельта р. Невы	НГ	+	*	н/д	н/д	Гусев, 1964; Жакова, 2004

Продолжение табл. 2.14.1

№	Вид	Происхождение	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Трофическая группа	Распределение						Источник		
							Пресноводный район		Мелководный р-н		Глубоководный район			Выборгский залив	
							Дельта р. Невы	НГ	+	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть	Выборгский залив	
2	<i>Acorus calamus</i> L., 1753	ю-в аз	вт/аккл	нат, 2004	бент, глф	фот	н/д	+	+	н/д	н/д	н/д	-	+	Иллюстрированный..., 2006, Жакова, неопубл. данные
1	Животные Беспозвоночные Cnidaria <i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1770)	п-к	суд	нат, масс, 1979	бент, обр	зпф	н/д (-)	*	+	+	+	+	-	+	Анцупевич, Чивилев, 1992
2	Annelidae <i>Marenzelleria neglecta</i> Sikorski et Bick, 2004	с-а, атл	суд	нат, масс, 1996	бент, ин	сест, детр	н/д (-)	**	+	+	+	+	+	+	Ляхин, 1997
3	<i>Potamothrix moldaviensis</i> Vejdovsky et Mrázek	п-к	суд	нат, 1950-е	бент, ин	детр	+	+	-	-	-	-	-	-	Финогорова и др., 1987
4	<i>P. vejdoskyi</i> (Hrabec, 1941)	п-к	суд	нат, 1960-е	бент, ин	детр	н/д	-	+	-	+	+	-	-	Финогорова и др., 1999
5	<i>P. heyscheri</i> (Breitscher)	п-к	суд	нат, 1960-е	бент, ин	детр	н/д	-	+	-	-	-	-	-	Финогорова и др., 1987
6	<i>Tubificoides pseudogaster</i> (Dahl, 1960)	з-свр, США	суд	нат, масс, 1995	бент, ин	детр	н/д (-)	-	-	-	-	-	+	-	Максимов, 2005

Продолжение табл. 2.14.1

№	Вид	Проникновение	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Трофическая группа	Распределение						Источник	
							Пресноводный район	Мелководный р-н	Глубоководный район					Выборгский залив
							Дельта р. Невы	ГЛ	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть	Выборгский залив	
7	<i>Paranais frici</i> Hrabe, 1941 Nemertea	п-к	суд	нат, 1960-е	бент, эпи	соб	н/д	+	+	+	+	+	+	Финогорова и др., 1999
8	<i>Prostoma puteale</i> Beauchamp Mollusca	ю-б	?	мн, 2004	бент, эпи	хищн	н/д	+	-	-	-	-	-	Стогов и др., 2005
9	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	нз	суд	нат, 1930-е	бент, эпи	эври, сест	н/д (-)	-	+	+	+	-	+	Кауфман 2005
10	<i>Dreissena polymorpha polymorpha</i> Pallas, (1771)	п-к	суд	нат, масс, 1970-е	обр	сест	н/д (-)	*	+	+	+	**	+	Анцупевич, Лебардин, 1990
11	<i>D. rostriformis bugensis</i> (Andrusov, 1897) Arthropoda (Crustacea)	п-к	суд	ед, 2004	обр	сест	н/д (-)	-	-	-	-	-	+	Orlova et al., 2006
12	<i>Cercopagis pengoi</i> Ostroumov, 1894	п-к	суд	нат, масс, 1992	пл	хищн	н/д (-)	*	+	+	+	+	+	Avinisky, 1997
13	<i>Cornigerius maeoticus</i> (Pengo, 1879)	п-к	суд	рет, 2003	пл	хищн	н/д (-)	-	+	-	+	-	+	Литвинчук, Максимова, 2005; Rodionova et al., 2005

Продолжение табл. 2.14.1

№	Вид	Происхождение	Способ интродукции	Статус, год ретрапации	Экологическая группа	Профисеская группа	Распределение						Источник		
							Пресноводный район	Мелководный р-н	Приморск	Лужская губа	Копорская губа	Открытая часть		Выборгский залив	
23	<i>Chaetogammarus warchowskyi</i> Sars, 1893	п-к	вт/аккл	ед. 2004	нект-бент	эври, хищн	Профисеская группа	Дельта р. Невы	НГ	+	+	+	+	н/д	Алимов и др., 2005
24	<i>Stenocuma graciloides</i> Sars, 1894	п-к	суд	ед. 2004	бент	дetr	Профисеская группа	н/д (-)	-	-	-	-	+	-	Анулевич, 2005
25	<i>Eriocheir sinensis</i> H. Milne-Edwards, 1854	ю-в, аз	суд	мн. 1933	бент, эпи	хищн	Профисеская группа	+	+	+	?	?	+	+	Luther, 1933
1	Chordata <i>Cyclostomata</i> <i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	атл	?	ед. 2004	нект	паразит	Профисеская группа	н/д (-)	-	*	-	-	-	-	Кулерский, неопубл. данные
2	Actinopterygii <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	атл	?	ед. 2004	нект	пф	Профисеская группа	-	-	-	-	-	-	-	Шурухин, 2007 (***)
3	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchil, 1814)	с-а	вт/аккл	? нат	нект	хищн	Профисеская группа	-	-	+	-	-	-	-	Анацкий, 1999
4	<i>Catostomus catostomus</i> (Forster, 1773)	сиб, арк	вт/аккл	ед. 2003	нект-бент	бф	Профисеская группа	-	-	*	-	-	-	-	Величко, 1986
5	<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877	амур	аквар	нат, масс, 1920-е	нект-бент	эври, хищн	Профисеская группа	-	+	*	-	-	-	-	Кулерский, 1982
6	<i>Proterorhinus nasalis</i> (de Filippi, 1863)	п-к	суд	мн. 2006	бент	бф	Профисеская группа	+	+	-	-	-	-	-	Отчет..., 2006

Окончание табл. 2.14.1

№	Вид	Присхождённе	Способ интродукции	Статус, год регистрации	Экологическая группа	Трофическая группа	Распределение						Источник		
							Пресноводный район		Метководный р-н		Глубоководный район				
							Дельта р. Невы	НГ			Приморск	Лужская губа		Копорская губа	Открытая часть
7	<i>Romatogobio alpinus</i> (Lukash, 1933)	п-к	?	ед., 2005–2006	нект-бент	бф	+	-	-	-	-	-	-	Насека, Анцулевич, неопубл. данные	
8	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1758)	атл	аккл	ед., 2004	нект	хищн	н/д (-) (-)	*	*	*	*	*	*	Богуцкая, Насека, неопубл. данные	

Условные обозначения:

Происхождение: атл — атлантический; амур — амурский; афро-аз — афро-азиатский; бор евр — борéalный европейский; бор з-евр — высокобореальный западноевропейский; с-в Афр — северо-восток Африки; сиб — сибирский; сиб, арк — сибирский арктический; з-евр — западноевропейский; з Сиб — западная Сибирь; нз — новозеландский; п-к — понто-каспийский; к — каспийский; с-а — североамериканский; с-а, атл — североамериканский, атлантический; ю-б — южнобалтийский; ю-в аз — юго-восточноазиатский; нбор-троп — низкобореальный тропический.

Способ интродукции: аккл — акклиматизация; аквар — разведение в аквариумах; вт/аккл — вторичное расселение акклиматизантов; ?? — неизвестен; суд — судолодство; скорее всего имеет пульсирующий ареал.

Статус: ед — единичные находки; мн — множественные находки; масс — массовый; нат — натурализовавшийся; рег — встречается регулярно.

Экологическая группа: бент глф — бентосный, гелофит; бент п грф — бентосный, погруженный гидрофит; бент, ин-бентосный, ин-фтонал; бент, эпи-бентосный, эпифауна; обр — обростатель (перифитон); нект — нектонный; нек-бент — нектобентический; пл — планктонный; эври — эвриалинный; эпиф — эпифит.

Трофическая группа: бф — бентофаг; детр — детритофаг; зпф — зоопланктофаг; сест — сестонофаг; пф — планктофаг; фот — фототроф; хищн — хищник; эври — эврифаг.

Прочие обозначения: * — находки в нетипичном биотопе; ** — находки на стадии личинки; *** — по газетной публикации; + — присутствует, — не обнаружен; ? — нуждается в уточнении; н/д (-), нет данных, но обнаружение маловероятно.

деленного уровня. Часто информация об единичных первых находках различных экзотов не выходит за рамки так называемой серой литературы (отчеты организаций, малотиражные издания на национальных языках, тезисы докладов и др.). Такая литература труднодоступна и редко цитируется, в силу этого она быстро выпадает из поля зрения широкого круга исследователей.

Хорошей иллюстрацией вышесказанного служит история китайского мохнатурукого краба *Eriocheir sinensis*. Первая его находка в Балтийском море у берегов Германии датируется 1926 г. (Boettger, 1933). В опубликованной недавно работе утверждается, что в р. Неве краб появился в 1980 г. (Panov, 2006). В действительности же в пределах современной российской акватории Финского залива краб был обнаружен еще 14 октября 1933 г. вблизи г. Выборга (Luther, 1933), что, кстати, отражено и в известной сводке Л.А. Зенкевича по фауне морей СССР (Зенкевич, 1947).

В настоящее время довольно высоко разнообразие чужеродных малощетинковых кольчатых червей в районе исследования. О начальных этапах проникновения сюда большинства понто-каспийских видов олигохет также известно мало. *Potamothrix moldaviensis* отсутствовал в Невской губе еще в первой половине XX в. (Материалы..., 1949). Солоноватоводные олигохеты понто-каспийского происхождения (*Paranais friči*, *Potamothrix vej dovskiy*), ранее были завезены в другие районы Балтийского моря и, скорее всего, проникали в Финский залив с запада. Так *Paranais friči*, который еще в 1960-е гг. встречался только к западу от Нарвского залива (Ярвекюльг, 1979), в настоящее время распространился вплоть до Невской губы.

Несмотря на значительное число выявленных в Финском заливе чужеродных цианобактерий (табл. 2.14.1) лишь для немногих оказалось возможным частично реконструировать историю расселения. Таким примером является планктонная понто-каспийская цианобактерия *Aphanizomenon issatschenkoi*. Она была впервые зарегистрирована в Балтийском море в мелководном районе восточной части Финского залива в конце 1970-х годов, но натурализовалась, по-видимому, несколько раньше. В 1989 г. она была отмечена в каналах Нового Петергофа, к 1999 г. стала обычным видом российских вод Финского залива (Р.Н. Белякова, Е.К. Ланге, неопубликованные данные). В тот же период (1980–1995 гг.) ее находили в прибрежной зоне юго-восточной Балтики (Оленина, 1996). В других акваториях Балтийского моря этот вид до сих пор не обнаружен (Pankow, 1976; Edler et al., 1984; Hällfors, 2000, 2004).

Динамика числа регистраций и инвазионный статус находок

Наиболее полно динамику числа регистраций вселенцев удалось восстановить на примере водных беспозвоночных (рис. 2.14.1). В предыдущей сводке по биологическим инвазиям в Финском заливе на конец 1998 – начало 1999 г. указывалось лишь 13 видов чужеродных беспозвоночных (Орлова и др., 1999). К

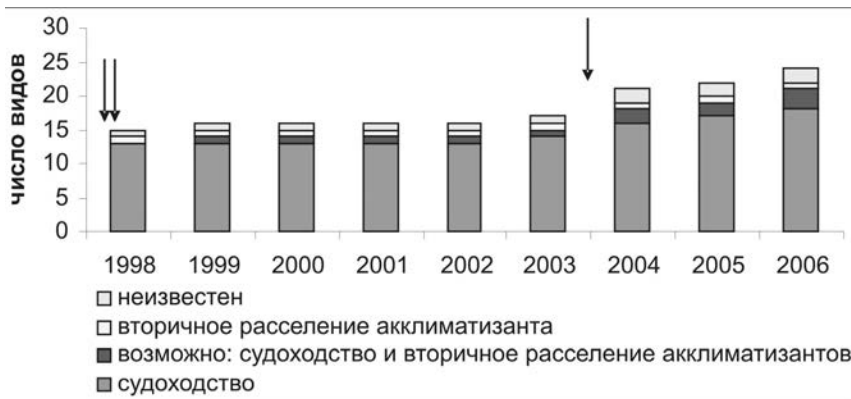


Рис. 2.14.1. Накопленное число регистраций чужеродных видов водных беспозвоночных в 1998–2006 гг. с учетом вероятных способов интродукции в эстуарий р. Невы. Стрелкой отмечено начало наблюдений в режиме мониторинга чужеродных видов, двойной стрелкой начало наблюдений в прибрежье и в мелководной зоне.

2007 г. список (табл. 2.14.1) расширился до 25 видов. Особенно возросло число регистраций в 2004–2006 гг. Однако натурализовавшимися (то есть существующими в виде самоподдерживающихся популяций) вселенцами могут считаться только 16 из них. Следует заметить, что выявленная тенденция к росту числа регистраций есть следствие, в том числе, регулярных наблюдений последних лет.

Второе место по числу регистраций занимают цианобактерии. За весь период наблюдений их зарегистрировано 16 видов (табл. 2.14.1). В первые два десятилетия наблюдений с конца 1970 по 1999 г. было зарегистрировано по 6 новых вселенцев за десятилетие, за период 2000–2003 гг. — 4. Однако из 16 видов только 3 (табл. 2.14.1) были встречены регулярно по всей акватории Финского залива в составе доминантного или субдоминантного комплекса микроводорослей. 11 видов встречались обычно в течение 1–2 лет, последовательно или с перерывом в несколько лет, в отдельных районах. Часто вместе с аборигенными видами, на равных или преобладая в сообществе, цианобактерии принимали участие в формировании «цветения» воды, но при этом либо не образовывали покоящихся стадий (акинет) или образовывали их крайне редко, что можно трактовать как их малую жизнеспособность и, то, что скорее их натурализация пока не завершена.

Третье место принадлежит рыбам, их зарегистрировано 7 видов (табл. 2.14.1), но натурализовался только ротан-головешка *Perccottus glenii* (Отчет..., 2004). Изредка встречаются американская малоротая паляя *Salvelinus fontinalis*, сибирский чукучан, *Catostomus catostomus*, завезенный из бассейна р. Колымы. В 70–80-е гг. он использовался как потенциальный объект рыборазведения в экспериментальных хозяйствах под Ленинградом (п. Ропша), откуда случайно (?) проникал в Невскую губу (Величко, 1986). Впоследствии в течение нескольких лет поимки чукучана отмечались в Невской и Копорской губах Финского залива и в Ладожском озе-

ре (Первозванский, 1999). В последнее десятилетие его поимки в наших водах практически прекратились, однако в 2003 г. в Невской губе Финского залива рыбаками снова был пойман один взрослый экземпляр (№ 53009, хранится в коллекции ЗИН РАН). С 2005 г. в Неве регистрируется волжский белоперый пескарь *Romanogobio albinnatus* (в 2005 г. в дельте Невы у Заячьего острова пойманы три взрослых экземпляра, в 2006 г. еще три экземпляра у Дворцового моста). Этот вид мог распространиться из бассейна озера Ильмень, где, предположительно, распространен. В 2006 г. список рыб-вселенцев пополнился еще одним, ранее неизвестным в бассейне Балтийского моря видом, — каспийско-азовским бычком-цуциком *Proterorhinus nasalis*, попавшим в Финский залив, скорее всего, с балластными водами. В некоторых сводках (Анацкий и др., 1999) среди рыб-вселенцев упоминаются ценные объекты рыборазведения из семейств осетровых, лососевых и сиговых, интродуцированные в Ленинградской области в экспериментальных или рыбоводных целях. Те из них, которые могут быть встречены лишь в экспериментальных или товарных рыбоводных хозяйствах, где содержатся в изолированных или искусственных местообитаниях при контролируемых условиях полностью или частично искусственного воспроизводства и кормления, в аннотированный список вселенцев (табл. 2.14.1) не внесены (сибирский осетр *Acipenser baerii* Brandt, севрюга *A. stellatus* Pallas, байкальский омуль *Coregonus migratorius* (Georgi), муксун *C. muksun* (Pallas), чир *C. nasus* (Pallas), пелядь *C. peled* (Gmelin), горбуша *Oncorhynchus gorbuscha* (Walbaum), кижуч *O. kisutch* (Walbaum), радужная форель *Parasalmo irideus* (Gibbons) (ранее считали подвидом вида *Parasalmo gairdnerii* (Richardson), а в настоящее время обычно относят к *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), разные виды рода *Tilapia*).

Таким образом, во всех трех группах вселенцев многие находки единичны. Это может служить подтверждением правила Виллиамсона (Williamson, 1996) о множественности и повторяемости заносов организмов в новые экосистемы и о том, что не более 1/10 от числа занесенных видов имеют «шанс» натурализоваться в ней.

Периодически в составе фитопланктона, группировок водных беспозвоночных, в уловах рыб встречаются виды, для которых, очевидно, характерен пульсирующий ареал. Нельзя однозначно сказать связано ли их проникновение в эстуарий р. Невы с активностью человека или же это следствие естественных гидрологических явлений. Из цианобактерий это пресноводно-солонатоводный *Anabaenopsis arnoldii*, обнаруженный летом 1989 и 1992 гг. в Курортном районе и Выборгском заливе соответственно, и эвригалинный *Anabaenopsis issatschenkoi*, отмеченный в 1990 и 1994 гг. преимущественно в глубоководном районе Финского залива. Не вполне установлен инвазионный статус немертины *Prostoma puteale*, не исключено, что занос ее расселительных стадий произошел с очередным затокком соленых вод. Можно выделить группу рыб-вселенцев, редкие поимки которых связаны, скорее всего, с периодическим проникновением соленых балтийских вод в Финский залив. Так, на акватории от Лужской и Копорской губ

почти до Невской губы периодически попадают представители морских круглоротых и рыб. В последние годы были зарегистрированы: морская минога *Petromyzon marinus* (экземпляр длиной 85 см пойман в районе Сестрорецка в 2004 г.), европейский анчоус *Engraulis encrasicolus* (экземпляр хранится в ГосНИОРХ, пойман в 2007 при промысле салаки), сарган, или морская щука, *Belone belone* (экземпляр хранится в ЗИН РАН, пойман в районе Сестрорецка в 2004 г.). По-видимому, все такие виды следует относить не к вселенцам в прямом смысле слова, а к криптическим (Алимов и др., 2004).

Причины, роста числа чужеродных, в том числе и натурализовавшихся видов (кроме интенсификации научных исследований), могут быть условно подразделены на три группы: (1) свойства, присущие самим видам — успешным вселенцам, (2) восприимчивость экосистемы к натурализации интродуцированного организма; (3) факторы, обуславливающие успешный занос достаточного числа особей потенциального интродуцента в экосистему. Факторами третьего рода для восточной части Финского залива, выступают судоходство и последствия акклиматизационных мероприятий, как и для большинства эстуариев и лагун, в том числе и в Балтике (Leppakoski et al., 2002; Carlton, 2001; Olenin, 2005) и водохранилищ (Журавель, 1967; Карпевич, 1975; Leppakoski et al., 2002). Преднамеренные вселения в обозримом будущем вряд ли смогут оказывать существенное влияние на динамику числа вселенцев. Во внимание должны быть приняты судоходство и сопряженные с ним способы переноса, а также гидростроительство. В современной России взят курс на развитие собственных крупных портовых комплексов в новых государственных границах и постепенный перевод на них российских экспортных и импортных морских перевозок из портов зарубежных стран. Только за одно последнее десятилетие общее число заходов судов и грузооборот, приходящиеся на новые порты в российском секторе Финского залива и на Большой порт Санкт-Петербурга, многократно увеличились (Зайцев, 2006, Усанов, 2006) и тенденция к дальнейшему росту грузооборота остается устойчивой (MERI, 2006). Водная система Ладожское озеро – р. Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива является акваторией, через которую проходят водные транспортные пути, связывающие Северную Америку и западную Европу с внутренними морями и водоемами России и стран СНГ через ВБВП. Если в начале XX в. центрами инвазий в Балтику преимущественно были порты Германии и Польши, то во второй половине XX в. к ним присоединились международные порты прибалтийских республик СССР и Финляндии, интенсивно развивавшиеся в послевоенный период, а в настоящее время, и акватории, расположенные на протяжении упомянутых транспортных путей.

Восприимчивость экосистем к биологическим инвазиям, определяющая успех этапа натурализации, в восточной части Финского залива неодинакова и требует проведения дальнейших исследований. В целом, причины, определяющие эту восприимчивость могут быть общего и локального характера. К причинам общего характера можно отнести потепление климата (и уже сейчас среди вселенцев пре-

обладают относительно теплолюбивые группы) и пространственную неоднородность экосистем инвазионных коридоров и регионов-реципиентов (система «Река Нева – Невская губа и восточная часть Финского залива, характеризуется чрезвычайным разнообразием биотопов). Причиной локального характера — присутствие на некоторых участках системы чужеродных видов-эдификаторов (например дрейссены), обеспечивающих явление так называемой сопряженной инвазии («invasion meltdown» Ricciardi, 2001) и выражающееся в успешной натурализации видов, связанных с эдификатором топически и трофически, а также антропогенную трансформацию отдельных участков (например, в зонах сброса подогретых вод предприятий возможна локальная натурализация теплолюбивых видов (Хлебович, Орлова, 2004)).

Общая характеристика разнообразия чужеродных видов в Невской губе и восточной части Финского залива на примере цианобактерий и водных беспозвоночных

Разнообразие чужеродных видов в экосистемах-реципиентах и их инвазионный статус, зоогеографический, таксономический и экологический состав, в том числе и в районе исследований, формируется при последовательном прохождении всех фаз процесса биологической инвазии: (1) транспортировка из региона-донора в регион-реципиент, (2) интродукция (занос), (3) постинволяционное выживание, (4) натурализация, (5) расселение и интеграция в сообщества реципиенты.

Цианобактерии

В Невской губе и восточной части Финского залива насчитывается 140 видов цианобактерий, из них 16 видов, или 11.4% — чужеродные. Наибольшее число вселенцев в порядке *Nostocales* — 13 видов, или 81.3%. Все они представлены филогенетически близкородственными относительно молодыми таксонами семейства *Nostocaceae*, являющимися активными видами современной континентальной флоры и известными как успешные вселенцы. Порядок *Chroococcales* включает 2 вида (12.5%) вселенцев-цианобактерий, *Oscillatoriales* — 1 вид (6.2%). По числу чужеродных видов лидирует род *Anabaena* — 7 видов (43.8%). *Anabaenopsis* содержит 3 вида (18.8%), *Aphanizomenon* — 2 вида (12.5%). Еще 4 рода цианобактерий представлены 1 видом-вселенцем (табл. 2.14.1).

В течение всего периода наблюдений преобладали понто-каспийские чужеродные виды — 7 видов, или 43.8%. Исторический ареал 4 видов приурочен к тропической зоне и низкобореальной подзоне бореальной зоны: 2 из них характеризуются циркумзональным распространением и 2 — афро-азиатским (по 12.5%). Все виды этой группы широко распространены в водоемах Понто-Каспия. Заслуживают внимания исторические ареалы слабоизученных видов *Anabaenopsis issatschenkoi* (северо-восточная Африка, степные водоемы юга Западной Сибири) и вторичнопресноводно-олигогалинного *Chamaecalyx swirenkoi* (Индонезия, юго-восточная Азия). Областью их вторичного расселения служат, по-видимому, ли-

маны северо-западной части Черного моря, в которых они регулярно регистрируются (Иванов, 1982; Разнообразие..., 2000). Два слабоизученных пресноводно-олигогалинных вида *Anabaena cf. compacta* и *Anabaena smithii* распространены преимущественно в водоемах Западной Европы (Дания, Германия) первый и Западной, Восточной Европы и Европейской части России второй. Не исключено, что дальнейшее изучение изменит взгляд на их исторический ареал как на понто-каспийский. Только 1 вид (6.3%) — *Anabaena mendotae* — является северо-восточноамериканским. Виды, первично и вторично расселившиеся из водоемов Понто-Каспия, распространились в водоемах Европы и Азии, Северной и Южной Америки. Северо-восточноамериканский вид с 30-х гг. XX столетия указывается как процветающий в озерах Японии, в середине и второй половине прошлого столетия — в водоемах бассейна Балтийского моря и в самом море, исключая российские акватории, в водоемах Европы, Сибири (Киселев, 1954; Комаренко, 1956; Порк, 1958; Komárek, 1958; Кукк, 1961; Cronberg, Komárek, 1994; Willamé, Hoffman, 1999; Willén, 2001, и др.).

Большинство зарегистрированных в восточной части Финского залива чужеродных цианобактерий планктонные — 13 видов (81.3%). 2 вида обнаружены в сообществах микрофитобентоса рыхлых грунтов, 1 — в перифитонном сообществе. Незначительное число видов второй группы связано со слабой изученностью сообществ микрофитобентоса, микроперифитона и эпиплтона, неизученностью цианобактериальных матов на валунах и песчаных дюнах мелководий открытой части Финского залива. Дальнейшее или первичное их исследование, скорее всего, расширит список чужеродных видов. Указанные виды имеют широкую соленостную толерантность. Пресноводно-солонатоводными из них являются 10, они обитают преимущественно в пресноводных, олигогалинных и β -, редко α -мезогалинных участках; 2 вида наряду с пресноводно-солонатоводными растут также в ультрагалинных водах (в табл. 2.14.1 они обозначены как эвригалинные). 3 вида населяют пресноводно-олигогалинные зоны водоемов. Только *Anabaena cf. kisselevii* — солонатоводный мезогалинный вид. Многие из них эвритермны и вегетируют в тепловодных, тепло-умеренноводных, умеренноводных водоемах, а в некоторых случаях, при максимальном летнем прогреве воды, и в холодноводных водоемах (Geitler, 1932; Desikachary, 1959; Прошкина-Лавренко, Макарова, 1968; Комаренко, Васильева, 1975; Музафаров и др., 1988а, б; и др.).

Успешному расселению и натурализации цианобактерий способствуют их биологические особенности. Прежде всего, это (1) отсутствие типичного полового процесса (им свойственно вегетативное размножение фрагментами слоевища или при помощи образования специализированных клеток, проходящего с высокой скоростью) и (2) особенности жизненных циклов (большие и малые, простые и сложные), при которых при определенных условиях существования цианобактерии могут задерживать свое развитие и переходить в покоящееся состояние на промежуточных этапах развития, (3) большое число поколений на протяжении всего жизненного цикла, (4) смена уровня индивидуальности, когда одноклеточные и

однотрихомные особи сменяются колониальными и наоборот (Кондратьева, 1995). Более 80% из числа зарегистрированных в восточной части Финского залива чужеродных видов (все представители *Nostocaceae*) имеют в своем жизненном цикле покоящуюся стадию, служащую для перенесения неблагоприятных условий. Остальные виды, лишённые этой стадии, характеризуются мощными слизистыми чехлами (виды родов *Johannesbaptistia* и *Katagnymene*) или толстой слизистой оболочкой (*Chamaecalyx*), т.е. структурами, защищающими их от воздействия неблагоприятных факторов среды. Уникальная способность многих цианобактерий осуществлять миксотрофное, фотогетеротрофное и аноксигенное питание наряду с оксигенным фотосинтезом позволяет им существовать и часто доминировать при широкой амплитуде экологических факторов, в том числе экстремальных (высыхание, замораживание, отсутствие света и т.п.) (Сиренко, Кондратьева, 1998).

Анализ многочисленных литературных данных свидетельствует, что вселение цианобактерий часто происходит в антропогенно нарушенные эвтрофные водоемы (озера, водохранилища, рыбоводные пруды, водоемы-карьеры, эстуарии); ряд видов отмечен в водоемах с естественным эвтрофированием, расположенных в особо охраняемых природных территориях (Белякова, 2006б; Белякова, Яковлева, 2007). В большинстве случаев их вселение сопровождается «цветением» воды, вызываемым самим видом-вселенцем или чаще при участии абригенных видов.

Водные беспозвоночные

Среди наиболее многочисленной группы вселенцев — водных беспозвоночных преобладают ракообразные (14 видов), кольчатые черви (6) и моллюски (3) (рис. 2.14.2). Способом интродукции планктонных ракообразных (кроме *M. minutus*, который, возможно, криптический вид) можно считать судоходство, а *Cercopagis pengoi*, *Evadne anonyx* и *Cornigerius maeoticus maeoticus* были занесены в Финский залив с содержимым балластных камер на стадии латентных (зимующих) яиц, способных выдерживать неблагоприятные факторы (промерзание и воздействие химических веществ). Из пяти видов чужеродных бокоплавов три — вторичные акклиматизанты, два — представители понто-каспийского эстуарно-лиманного реликтового комплекса и один байкальский вид. Они вторично расселились, в том числе и в Финский залив из водоемов Ленинградской области, куда в свою очередь они были интродуцированы из водоемов Прибалтики, где натурализовались после успешной первичной акклиматизации. Еще два вида бокоплавов (один понто-каспийский, другой североамериканский), все кольчатые черви и моллюски-вселенцы, скорее всего, занесены с помощью судоходства.

Во все годы наблюдений среди чужеродных видов беспозвоночных, занесенных в эстуарии различными способами, преобладали понто-каспийские (рис. 2.14.3А), второе место занимает североамериканский атлантический комплекс. Все североамериканские виды предположительно попали в Балтийский бассейн благодаря судоходству, так же как и большинство понто-каспийских, кроме вторично расселившихся акклиматизантов (рис. 2.14.3Б), которые тоже могли быть за-

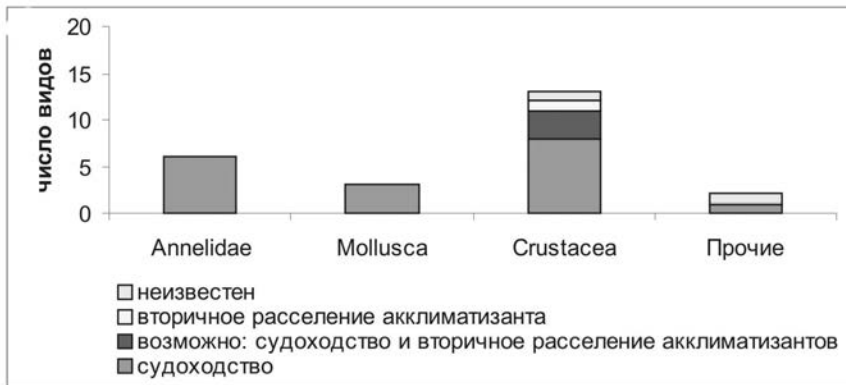


Рис. 2.14.2. Таксономический состав чужеродных беспозвоночных и основные векторы их интродукции.

несены в Финский залив с судоходством из мест первичной акклиматизации юго-восточной Балтики и из волжского каскада водохранилищ.

Зоогеографический состав водных чужеродных беспозвоночных в случае их расселения с судоходством определяется судоходными маршрутами, соединяющими через инвазионные коридоры Финский залив с потенциальными районами-донорами инвазий. Главными в Невской губе и в восточной части Финского залива, предположительно, служат два инвазионных коридора: (1) северный европейский инвазионный коридор, соединяющий понто-каспийскую область с Балтийским морем через ВБВП и (2) трансатлантический коридор, соединяющий внутренние, эстуарные и прибрежные воды северной Америки с Финским заливом непосредственно или через портовые акватории Западной Европы, Прибалтийских стран и Калининградской области, что обуславливает преобладание среди чужеродных видов понто-каспийских и североамериканских. При этом виды-вселенцы не обязательно могут иметь происхождение именно из названных регионов, а оказаться, например, азиатскими (*E. sinensis*) или даже ново-зеландскими (*P. antipodarum*), занесенными ранее в один из портов инвазионного коридора, а впоследствии расселившимися в результате вторичного переноса от одной портовой акватории к другой. Также велика вероятность и того, что сам Финский залив служит источником расселения многих видов (аборигенных и вселенцев) по этим коридорам, в частности в направлении Великих Американских озер (Berg, Garton 1994, Cristesku et al., 2001).

Большинство беспозвоночных-вселенцев — обитатели донных биотопов (рис. 2.14.4А). Среди них примерно в равной пропорции (17–21%) встречены следующие группы: (1) нектобентос, главным образом бокоплавцы (*C. warpachowskyi*, *G. fasciatus*, *G. tigrinus*, *P. robustoides*); (2) обитатели поверхности грунтов (эпифауна) — таксономически самая разнообразная группа (куда входят брюхоногий но-

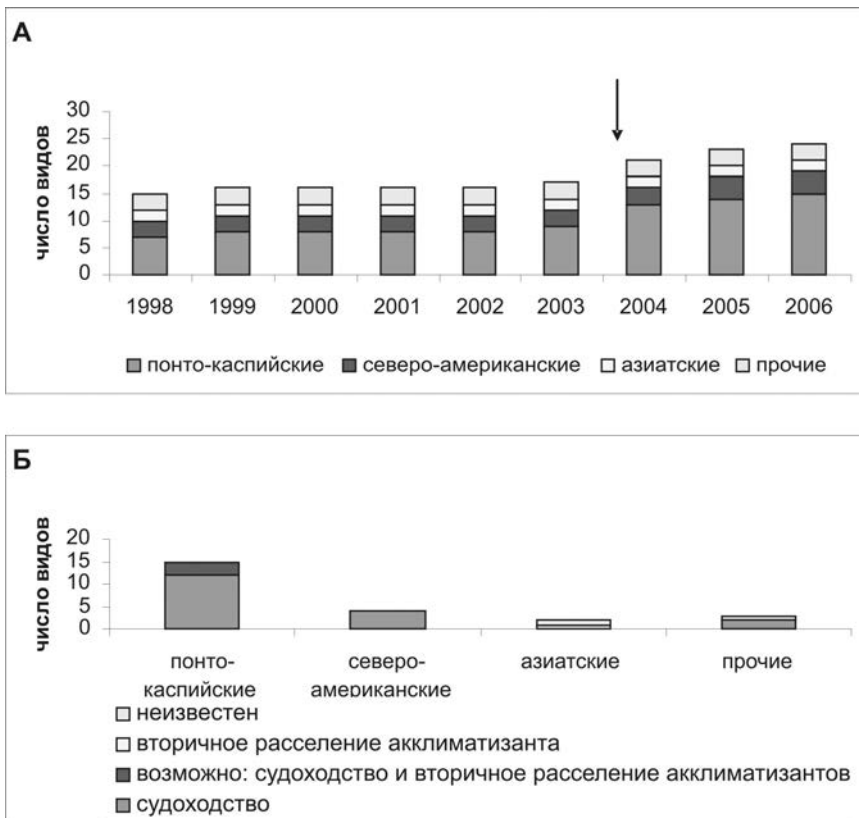


Рис. 2.14.3. Зоогеографический состав чужеродных беспозвоночных.
 А — с учетом динамики регистраций, Б — с учетом способа заноса.

возеландский моллюск *Potamopyrgus antipodarum*, малощетинковый кольчатый червь *P. fričii*, немертина *P. puteale*, бокоплав *Chelicorophium curvispinum*); (3) зарывающиеся формы (инфауна), представленные кольчатыми червями; (4) седентарные организмы, сформировавшие в восточной части Финского залива сообщества обрастания (перифитона) морского типа (*D. polymorpha*, *Cordylophora caspia*, *Balanus improvisus*).

В пелагических сообществах вселенцы вошли в состав голопланктона (17% от общего числа видов-вселенцев беспозвоночных), чужеродный голопланктон представлен сейчас пятью видами ракообразных. Вселенцы сформировали и мезопланктонную группировку, представленную личинками массовых седентарных вселенцев (*D. polymorpha* и *B. improvisus*) и представителя инфауны — многощетинкового кольчатого червя *M. neglecta*. Благодаря вселенцам видовое разнообразие личиночного мезопланктона, представленное ранее только личинками двусторчатого моллюска *Macoma baltica* существенно возросло.

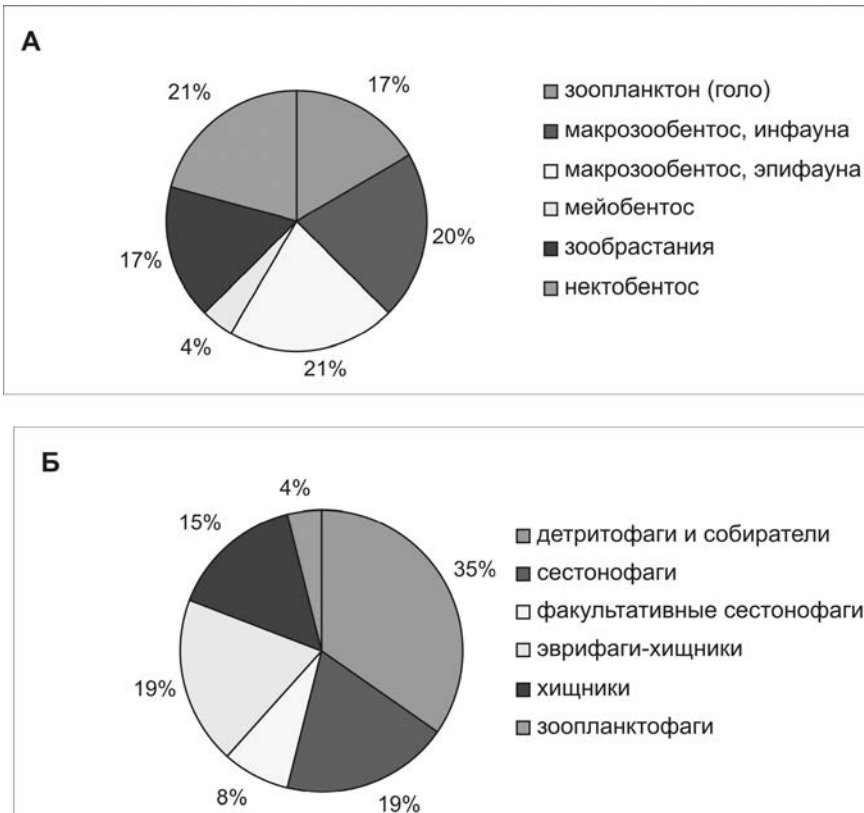


Рис. 2.14.4. Экологическая характеристика чужеродных беспозвоночных. А — по принадлежности к экогруппе, Б — по способу питания.

По способу питания большинство вселенцев — детритофаги и собиратели (рис. 2.14.4Б). К детритофагам отнесены все Annelidae (кроме *P. friči* и *M. neglecta*) — представители инфауны (глотатели) и два вида мелких донных ракообразных — *Jaera sarsi* (Isopoda) и *Stenocuma graciloides* (Cumacea). Из числа детритофагов к факультативным сестонофагам можно отнести брюхоногого моллюска *P. antipodarum* (Calow, Calow, 1977; Dorgelo, 1991; Jansson, 1994). 19% видов-вселенцев облигатные сестонофаги-фильтраторы. Это все обрастатели, за исключением *C. caspia* (кордилофора — зоопланктофаг, потребляющий в том числе и личинок дрейссены (Molloy et al., 1999)), бокоплав *C. curvispinum* и планктонный веслоногий рачок *Acartia tonsa*. *M. neglecta* факультативный сестонофаг, собирающий детрит при недостатке сестона. Многие виды, например нектобентические бокоплавы — эврифаги, демонстрирующие смену спектра питания с возрастом (как правило, взрослые животные — хищники, а молодь питается, в том числе и растительными объектами и детритом). Такое разнообразие типов питания в различных

возрастных гильдиях в разной степени выражены у литоральных *P. robustoides* и *G. fasciatus* (Orlova et al., 2006; Berezina, 2007в). В некоторых случаях гаммариды-вселенцы являются звеньями одной трофической цепи, например взрослые понтогаммарусы в качестве жертвы потребляют гмелиноидеса (Berezina, Panov, 2003). Чужеродные планктонные Cladoseга на основании строения их ротового аппарата отнесены к хищникам. Согласно данным Ф.Д. Мордухай-Болтовского и И.К. Ривьер (1987), фильтрационный аппарат у Polyphemoidea редуцирован, щетинки на торакальных конечностях преобразованы в шипы, способные удерживать крупную добычу. Наличие в пищеварительном тракте объектов растительного происхождения может быть обусловлено особым способом хищного питания — захват и удержание добычи, прокалывание покровов и высасывание гемолимфы и содержимого пищеварительной системы жертвы. В случае потребления фильтрата, в пищеварительную систему хищника попадают водоросли, съеденные жертвой-фильтратором.

Таксономический и экологический состав вселенцев, на наш взгляд, во многом определяются основным способом транспортировки и заноса видов — в балластных камерах и в обрастании судов. Высокая вероятность выживания в ходе транспортировки в балластных камерах характерна, прежде всего, для организмов имеющих в жизненном цикле покоящуюся стадию (Williamson, 1996), независимо от отношения активной стадии к колебаниям солености и перепадам температур в ходе транспортировки и смены балласта. Так, все голопланктонные вселенцы Финского залива имеют покоящиеся зимующие яйца, устойчивые к экстремальным воздействиям среды или диапаузу, покоящиеся стадии имеются у цианобактерий, покоящиеся оплодотворенные яйца — у малощетинковых червей *P. fričiči*. Большое значение имеет наличие в жизненном цикле партеногенеза (кладоцеры-вселенцы, *P. antipodarum*) и способности к бесполому (вегетативному) размножению (цианобактерии, высшие водные растения). В этом случае, даже очень немногие особи, выжившие в процессе транспортировки и в пост-инокуляционный период, способны стать родоначальниками новой популяции. Для успешных вселенцев также характерно наличие личиночных стадий в цикле развития в сочетании с эвригаллиностью (Lodge, 1993; Kolar, Lodge, 2002; McMahon, 2002), что важно как для выживания при транспортировке и в пост-инокуляционный период пребывания в регионе-доноре, так и при натурализации и последующем расселении и колонизации всех доступных биотопов в области инвазии (McMahon, 2002). Таковы массовые седентарные организмы — дрейссениды и баянус, представитель инфауны — маренцеллерия. При высокой скорости переноса современными судами в условиях балластных танков теоретически способны выживать и эврибионтные организмы с прямым развитием, например бокоплавы. Организмы-обрастатели могли быть перенесены также и в составе сообществ обрастания корпусов судов (дрейссена, кордилофора, баянус) на стадии взрослого организма.

Для формирования экологического состава вселенцев, по-видимому, очень важны и свойства местообитания и сообщества, куда интегрируется вид (фаза 5).

Ранее считалось также, что обедненные в видовом отношении сообщества более восприимчивы к инвазиям (Elton, 1958), однако в последнее время эта парадигма оспаривается (Levine, d'Antonio, 1999). Возможно, благодаря отсутствию во всей Российской части Финского залива типичных обрастателей (сидячие полихеты, усонogie раки и прикрепленные моллюски) и характерных для морских экосистем сообществ перифитона, а также наличию в прибрежной зоне подходящих «свободных» естественных местообитаний в зонах размыва моренных гряд и на песках с примесью грубообломочного материала, искусственных твердых субстратов, эвригалинные седентарные организмы фильтраторы — дрейссена и баянус успешно натурализовались на мелководьях и распространились в соленостных зонах, соответствующих их экологическим ареалам. Не исключено также, что в прибрежье, в условиях массовой вегетации нитчатых водорослей преимущественное, в сравнении с местными видами, развитие получили быстрорастущие, всеядные чужеродные амфиподы, способные потреблять этот пищевой ресурс и служить пищей другим вселенцам и аборигенным хищникам. Наличие обширных заиленных пространств в зоне бассейновой аккумуляции могло послужить предпосылкой натурализации и расселения кольчатых червей-вселенцев, большинство из которых детритофаги. Устойчивость некоторых из них к условиям гипоксии и аноксии в сочетании с эвригалинностью, например *T. pseudogaster*, позволила им освоить бедные в фаунистическом отношении участки дна в зоне критической солености.

Распространение чужеродных видов в Невской губе и восточной части Финского залива

В пресноводной части района исследований, в дельте Невы и Невской губе зарегистрированы 2 вида цианобактерий, 2 вида сосудистых растений, 8 видов донных беспозвоночных и 4 вида рыб (табл. 2.14.1). Представители зоопланктона (*C. pengoi*) были встречены в 2004 г. (Susloparova et al., 2005).

Цианобактерии *Johannesbaptistia pellucida* и *Katagnymene palustris* обнаружены в районе пос. Лисий Нос и ж.д. ст. Горская. Это бентосные виды, развивающиеся на мягких грунтах у уреза воды и вторично попадающие в планктон. Видимых разрастаний не образуют (Никулина, Анохина, 1987).

Из водных цветковых растений широко распространена элодея канадская (*Elodea canadensis*), которая обычно растет в сообществах погруженных растений в зарослях тростника на южном и северном берегах, а так же на о-ве Котлин. Очень редко среди тростниковых зарослей в районе «плавней Лисьего Носа» (на севере) и около Сергиевки (на юге) встречается аир обыкновенный (*Acorus calamus*). В сообществах заходящих в воду береговых растений, на песчаных пляжах и береговом валу найдено 11 адвентивных видов, из них 7 видов — травянистые растения: *Aster salignus*, *Epilobium adenocaulon*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Calystegia spectabilis*, *Echinocystis lobata*, *Bidens frondosa*;

4 вида — кустарники: *Swida alba*, *S. sericea*, *Hippophal ramnoides*, *Rosa rugosa* (в табл. 2.14.1 не внесены, т.к. не относятся к водным сообществам). Преимущественно это растения-беженцы из культуры, успешно натурализовавшиеся в прибрежных сообществах.

Организмы обрастатели — дрейссена и кордилофора найдены в Невской губе локально, только в районах водопропускных отверстий КЗС, где, по-видимому, минерализация воды достаточно высока для завершения их метаморфоза, выживания и роста. Из вселенцев-беспозвоночных здесь обычны олигохеты. На загрязненной токсическими веществами акватории порта Санкт-Петербурга (Финогенова и др., 1999) встречен один вид-вселенец — малощетинковый червь *Potamothrix moldaviensis*. В прибрежье массового развития достигли два вида ракообразных — *P. robustoides* и *G. fasciatus*. Ротан — головешка строго приурочен только к мелководному биотопу полупогруженной и погруженной растительности, где в отдельные жаркие годы доминирует в сообществе прибрежных рыб (Отчет..., 2005), но при смене условий на неблагоприятные для него (например намывные работы), ведущие к разрушению биотопа, может полностью исчезать из сообществ, как это произошло в июле 2007 г. (Отчет..., 2007).

Наибольшее число чужеродных видов встречено в **мелководном районе**. Основным полигоном полевых исследований здесь была акватория Курортного района, где представлены все типы донных местообитаний, характерные для восточной части Финского залива (см. раздел Орлова, Рябчук, Спиридонов) и, таким образом, разнообразные условия для развития планктонных и всех донных групп вселенцев. Здесь обнаружено 32 чужеродных вида. Из них 10 видов планктонных цианобактерий. Обычны пресноводно-солонатоводные цианобактерии — *Aphanizomenon issatschenkoi*, *Anabaena flos-aquae* f. *aptekaryana* и *Anabaenopsis elenkinii*, в отдельные годы при невысоком количественном развитии были зарегистрированы *Aphanizomenon elenkinii* (конец 1970-х), *Anabaenopsis arnoldii* (1989) и *Anabaenopsis issatschenkoi* (1990). Затоки соленых вод и апвеллинги значительно увеличивают разнообразие цианобактерий этого района и влияют на структуру фитопланктонного сообщества. Так, летом 2002 г. в состав видов доминантов вошли пресноводно-олигогалинные виды *Anabaena* cf. *compacta* и *Anabaena smithii* (оба вида отмечены в том же году в Вислинском и Куршском заливах), пресноводный олиго-β-мезогалинный понто-каспийский вид *Anabaena* cf. *caspiica* и мезогалинный каспийский *Anabaena* cf. *kisselevii*. Два последних вида впервые зарегистрированы в Балтийском море. Вместе с аборигенными видами все они вызвали «цветение» воды.

На открытых мелководьях Курортного района чужеродные цветковые растения практически отсутствуют, обнаружен только единичный экземпляр элодеи *Elodea canadensis* около кафе в Комарово, редко этот вид встречается и в устьях речек, ручьев и в прибрежных водоемах. В устье реки Сестры растет аир болотный *Acorus calamus*. В прибрежных биоценозах и в посадках на береговых валах встречается 13 видов адвентивных растений.

В сообществах пелагиали встречены в основном пресноводные эвригалинные виды планктонных беспозвоночных, из солоноватоводных зарегистрированы *C. pengoi*, *A. tonsa*, *M. neglecta* (личинки). Воздействие на численность и видовой состав планктонных вселенцев оказывают резкие изменения температуры и солености воды, происходящие во время затоков и апвеллингов. Они приносят с собой из более осолоненных районов личинок маренцеллерии, готовых к оседанию, и взрослых особей акарции, которые формируют немногочисленные псевдопопуляции обоих видов. На фоне пониженной температуры и повышенной солености в эти периоды численность теплолюбивых видов — *C. pengoi* и велигеров *D. polymorpha* снижается на порядок (Отчет..., 2007). Нижняя температурная граница для *C. pengoi* в Финском заливе составляет 8 °С (Авинский, Телеш, 1999; Литвинчук и др., 2001). Рост и развитие дрейссены прекращаются при 10 °С (Дрейссена..., 1994).

Наибольшее число видов донных чужеродных беспозвоночных обнаружено в прибрежье (6) и на мелководьях (8). На мелководьях в биотопе каменистых и смешанных грунтов — 7 видов, на подвижных песках только 4. Изредка в прибрежных водах Курортного района происходили поимки ротана (последний экземпляр пойман в июне 2007 г.). В донных сообществах в прибрежье массового развития из вселенцев достигли в теплое время года *P. robustoides* и *G. fasciatus*, на мелководьях — обрастатели *D. polymorpha* и *C. caspia*, в зоне бассейновой аккумуляции — кольчатые черви *P. moldavensis*.

В глубоководном районе среди 10 зарегистрированных видов цианобактерий 9 планктонных и 1 перифитонный. Солоноватоводные виды отсутствуют. Только здесь на Кургальском п-ове обнаружены пресноводно-олигогалинный вид-эпифит *Chamaecalyx swirenkoi*, в Лужской губе — пресноводно-солоноватоводный североамериканский *Anabaena mendotae*, во внешнем глубоководном районе — эвригалинный вид *Anabaena bergii* f. *minor*, во внешнем и внутреннем глубоководных районах массово — эвригалинный *Anabaenopsis issatschenkoi*, в Лужской и Копорской губах — потенциально токсигенный пресноводно-солоноватоводный *Cylindrospermopsis raciborskii* (табл. 2.14.1). В пелагиали встречены все зарегистрированные виды зоопланктонных вселенцев.

В субаквальной части береговой зоны вблизи пос. Приморск, в Лужской губе и Копорской губе и в переходной зоне формирует самоподдерживающиеся популяции большинство солоноватоводных чужеродных видов донных беспозвоночных. Здесь регулярно встречается мезогалинный усоногий рачок *B. improvisus*, как и в Курортном районе на каменистых и смешанных грунтах встречены дрейссена, кордилофора, в прибрежье чужеродные амфиподы (табл. 2.14.1), на глубинах 10–25 м обычна маренцеллерия. Донная фауна зоны бассейновой аккумуляции до недавнего времени сохраняла свой природный облик. Здесь неблагоприятная для большинства водных животных, так называемая критическая (Хлебович, 1974), соленость воды и почти постоянная очень низкая (2–5 °С) температура придонных вод долгое время препятствовали заселению биотопа мягких грунтов чужеродными

организмами (Шишкин и др., 1989). Вторжение чужеродных видов сюда началось в середине 1990-х гг. С 1995 г. в глубоких районах существует устойчивая популяция атлантической олигохеты *Tubificoides pseudogaster*.

Особый интерес в отношении ксеноразнообразия представляет **Выборгский залив**, где за счет разгрузки вод оз. Сайма образуется собственный градиент солености. Здесь встречено 4 вида чужеродных цианобактерий. Наряду с обычными для восточной части Финского залива чужеродными планктонными видами из родов *Anabaena*, *Anabaenopsis* и *Aphanizomenon* (табл. 2.14.1), только здесь и в Курортном районе отмечен планктонный пресноводно-солонатоводный вид *Anabaenopsis arnoldii* (с численностью 68 млн кл.·м⁻³). Здесь встречаются 4 голопланктонных вселенца. В Выборгском заливе встречены те же виды сосудистых растений-вселенцев — *Eloдея canadensis* и *Acorus calamus*, которые растут в пресных водах Невской губы и на опресненных участках открытых побережий Курортного района с одной стороны, дрейссена и типичные солонатоводные виды беспозвоночных (например *B. improvisus*) с другой.

Массовые чужеродные виды и возможные последствия их натурализации

Ряд натурализовавшихся видов, независимо от местоположения и протяженности их ареалов в Финском заливе, можно отнести к массовым, постоянно или только в летнее время доминирующим в пелагических и донных сообществах.

Из цианобактерий к их числу можно отнести активный инвазионный вид *Aphanizomenon issatschenkoi* (Ussacz.) Pr.-Lavr. 1962 (*Anabaena issatschenkoi* Ussacz., *Aphanizomenon elenkinii* var. *gracilis* Kascht., *A. elenkinii* f. *maeotica* Pitz., *Oscillatoria setigera* Aptek.), Nostocaceae. Это микроскопическая многоклеточная (трихомная) пресноводно-солонатоводная свободноплавающая водоросль, современный ареал которой охватывает европейскую часть Евразии, Среднюю Азию и Японию (о-в Хоккайдо). Встречается в планктоне прудов, озер, водохранилищ, а также в опресненных морских акваториях. *A. issatschenkoi* первоначально описан в роде *Anabaena* из северного Каспия (Усачев, 1938). В 30–60-е гг. прошлого века его ареал охватывал северный Каспий, Азовское море, придунайские пресноводные водоемы Украины (Каштанова, 1955; Пицык, 1956; Прошкина-Лавренко, Макарова, 1968), в 80–90-е гг. — оз. Волви (Греция), водоемы западной Словакии и о-в Хоккайдо (Япония) (Hindák, Moustaka, 1988; Watanabe, 1991; Hindák, 1992). В конце 1970-х – 1990-х гг. отмечен в Финском и Вислинском заливах Балтийского моря и в его юго-восточной части (Оленина, 1996; Ланге, 2003; Белякова, неопубликованные данные). В восточной части Финского залива Балтийского моря, он встречен летом и осенью как субдоминант или доминант, пока сообщений о его негативном влиянии на экосистемы Финского залива нет, но в случае массового развития («цветение» воды) он может вызвать замор гидробионтов и, будучи азотфиксатором, повысить эвтрофирование вод.

При умеренном развитии (до $50 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$) цианобактерии, как и другие фотосинтезирующие организмы, ассимилируют CO_2 , обогащают воду кислородом, что усиливает процессы окислительной минерализации органических веществ. Аккумулируя в клетках тяжелые металлы, радионуклиды, растворенные органические вещества и откладываясь в донных отложениях при отмирании, они участвуют в самоочищении загрязненных вод, снижают уровень их эвтрофности и содействуют удалению веществ — субстратов для развития гетеротрофных бактерий. Положительной для функционирования природных экосистем является и способность фиксировать свободный азот, продуцировать витамины, соединения, обладающие свойствами антиоксидантов и нейтрализующие негативный эффект свободно-радикального окисления (при радиоактивном загрязнении, в условиях усиления фотохимических процессов под влиянием УФ-облучения). При «цветении» до биомасс более 50 и особенно выше $250 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$ («гиперцветение») происходит значительное биологическое загрязнение, сопровождаемое ухудшением качества воды, токсичностью, замором рыб и других гидробионтов, появлением холерного вибриона. Отрицательное влияние наблюдается также при их постлетальном разложении в пятнах «цветения», нагонных массах, сопровождаемом дефицитом кислорода, накоплением в воде токсических, канцерогенных и аллергенных соединений, появлением неприятных запахов и привкусов, интенсивным развитием бактериофлоры, в том числе патогенной (Горюнова, Демина, 1974; Сиренко, Гавриленко, 1978; Кузьменко, 1981; Сиренко, Кондратьева, 1998; и мн. др.). При экологическом мониторинге «цветений» воды в некоторых озерах Санкт-Петербурга и Ленинградской области в 2004–2005 гг. было выявлено 33 варианта токсинов цианобактерий: микроцистинов (15), цитотоксинов (17) и анатоксинов (1) (Волошко и др., 2006). Среди чужеродных для Финского залива видов цианобактерий известен пока только 1 потенциально токсигенный вид — *Cylindrospermopsis raciborskii*, зарегистрированный летом 1991 г. в Копорской и Лужской губах; однако в условиях северо-запада вид мало жизнеспособен, т. к. невысокая летняя температура воды является естественно-природным фактором, ограничивающим его численность. Известно, что австралийская популяция этого вида продуцирует гепатотоксин цилиндропермопсин, бразильская — несколько аналогов сакситоксина, вызывающие заболевания и гибель животных и человека (Hawkins et al., 1985; Molica et al., 2002).

Среди водных сосудистых растений массового развития достигает только макрофит североамериканского происхождения элодея канадская *Elodea canadensis*, или водяная чума. Это многолетний зимне-зеленый погруженный гидрофит.

По экологическим предпочтениям (по Ellenberg, 1974) вид является умеренно теплолюбивым растением полутени, это кальцефил, который обитает в пресных и β-олигогалинных водах, в хорошо обеспеченных азотом местообитаниях на грунтах от слабокислых до слабощелочных. Элодея является индикатором β-мезосапробности, органического загрязнения и загрязнения тяжелыми металлами; индикаторное значение 3, индекс сапробности 1.85 (Садчиков, Кудряшов 2005). Заросли этого растения являются потенциальной кормовой базой и служат

субстратом для нереста рыб, укрытием для многих водных организмов, но по экологическому воздействию на литоральные сообщества элодея является очень сильным доминантом-эдификатором, изменяющим биотопы.

Среди всего многообразия чужеродных *беспозвоночных* наиболее важны три довольно многочисленных по числу видов и по количественным характеристикам популяций в районе исследования группы водных животных: (1) подвижные всеядные формы с относительно высокой плодовитостью и широкими пределами толерантности, способные конкурентно замещать или потреблять в качестве жертвы представителей местной фауны, (2) вселенцы фильтраторы-сестонофаги, эдификаторы (преобразователи окружающей среды), ведущие прикрепленный образ жизни и играющие благодаря своей преобразовательной активности заметную роль в формировании сообществ и качества воды, (3) массовые представители инфауны.

Из видов первой группы среди натурализовавшихся в Финском заливе в течение ряда лет нами подробно изучались *C. pengoi*, *G. fasciatus*, *P. robustoides* и ротан-головешка, второй — дрейссена, третьей — *M. neglecta* и *T. pseudogaster*.

Cercopagis pengoi — типичен для зоопланктона Финского залива, где в отдельные годы встречается в значительных количествах. В период массового развития — июль – август этот вид оказывает влияние на структуру планктонных сообществ за счет активного выедания планктонных фильтраторов, что может приводить к усилению эффекта эвтрофикации. Вместе с тем, активно используется как кормовой объект рыбами-планктофагами.

Gmelinoides fasciatus — широко распространен в Невской губе и р. Неве от уреза воды до глубин 6–7 м, за защитными сооружениями доходит вплоть до пос. Зеленогорска. Также встречается в Лужской губе, особенно обилен в устье р. Луги (Березина, перс. сообщение, 2007). В 2005 г. обнаружен в Выборгском заливе (Орлова, Спиридо, неопубл. данные). Популяции *G. fasciatus*, достигают высоких численностей в новых местообитаниях и играют ключевую роль в литоральных сообществах, представляя от 20 до 90% общей численности и биомассы. Рачками *G. fasciatus* питаются многие виды рыб и водоплавающие птицы, а также совместно обитающий с ним понто-каспийский бокоплав *Pontogammarus robustoides*.

P. robustoides встречается вдоль южного побережья Невской губы и в Курортном районе на участке Солнечное-Зеленогорск. В северной части Невской губы не обнаружен из-за низкой минерализации воды. Обитает совместно с байкальским вселенцем *Gmelinoides fasciatus*. Активно хищничает, при высоких численностях может снижать численность других зообентосных организмов.

P. robustoides встречается вдоль южного побережья Невской губы и в Курортном районе на участке Солнечное-Зеленогорск. В северной части Невской губы не обнаружен из-за низкой минерализации воды. Обитает совместно с байкальским вселенцем *Gmelinoides fasciatus*. При высоких численностях активно хищничает.

Бокоплав-вселенцы играют положительную роль в обогащении субстрата органическими веществами, составляют основу питания многих видов рыб, снижают биомассу нитчатых водорослей. Вместе с тем, вселение новых видов амфи-

под в Финский залив приводит к изменению структуры прибрежных сообществ, сопровождающемуся вытеснением отдельных видов ракообразных.

Percottus glenii — амурский ротан-головешка в настоящее время обычен вдоль северного берега в Невской губе, вблизи дамб (КЗС) в районе острова Котлин на участках, где формируется плотные заросли высшей водной растительности. Избегает открытых акваторий, течений, значительных глубин (более 2–3 м) и осолонения воды, что сдерживает его распространение по всей Невской губе и Финскому заливу. Спектр питания ротана исключительно широк (Синельников, 1976; Shlyarpin, Tikhonov, 2001). Рыбы младших возрастов питаются водными беспозвоночными. При достижении возраста 3 года начинают переходить на питание молодью рыб, крупные особи питаются преимущественно рыбой. Последнее обстоятельство особенно важно, если учесть, что полуизолированные, заросшие водной растительностью участки мелководья, где обитает ротан, служат нерестилищами, убежищами и выростными угодьями молоди промысловых видов рыб.

Представитель второй группы, *D. polymorpha* исторически распространена в эстуариях понто-каспийских рек, в пресных и солоноватых водоемах Балканского полуострова и передней Азии. В Балтийском море встречается при солёности до 5.5‰ (Ярвекюльг, 1979). Образуя массовые поселения, благодаря сестонофагии дрейссена становится видом-эдификатором, способным оказывать прямые и опосредованные воздействия как на отдельные группы растений и животных, так и на состояние окружающей среды в целом (Дрейссена..., 1994). Она может способствовать новым инвазиям («invasion meltdown», сопряженная инвазия (Ricciardi, 2001)), создавая в своих поселениях благоприятные топические и трофические условия для детритофагов. Образуя поселения на внешних и внутренних поверхностях гидротехнических объектов, часто становится источников биопомех (Claudi, Mackie, 1994).

В восточной части Финского залива *D. polymorpha* образует плотные поселения на мелководьях во всех районах, кроме Невской губы (здесь исключение составляют участки, примыкающие к водопропускным отверстиям КЗС). В Лужско-Копорском районе и в Выборгском заливе *D. polymorpha* обитает совместно с *Balanus improvisus*. При нарастании солёности биомасса дрейссены снижается, а биомасса баянуса повышается (Orlova et al., 2006). Личинки дрейссены появляются в планктоне Финского залива при температуре воды свыше 12 °С, в относительно теплые годы (например 2004, 2006, 2007) в летнее время личинки могут доминировать в зоопланктоне составляя до 37% от общей численности зоопланктона.

Из представителей инфауны на состояние донных сообществ могут оказывать два вида кольчатых червей — маренцеллерия и тубификоидес. Появление *M. neglecta* в Вислинском и Куршском заливах привело к резкому сокращению численности доминировавших ранее личинок хирономуса и олигохет (Zmudzinski et al., 1996; Ezhova et al., 2005), хотя в восточной части Финского залива вселение *M. neglecta* пока не привело к заметным изменениям в бентосе (Максимов, 2005). Однако с биотурбацией донных отложений, очевидно, связано почти полное исчезновение амфипод *M. affinis* в местах массового развития *T. pseudogaster* в Финском заливе.

Marenzelleria neglecta — эвригалинный вид способный существовать в практически пресной воде, однако его успешное размножение возможно только при солености не ниже 5‰ (Bochert, 1997). В Южной Балтике *M. neglecta* наиболее многочисленны при солености 5–8‰. В Финском заливе *M. neglecta* размножаются осенью. Развитие планктонных личинок происходит в осенне-зимнее время. Ранее для балтийских популяций *Marenzelleria* использовали другое видовое название *M. viridis*. Считалось, что размножение указанного вида может происходить как в осеннее, так и весеннее время (Bastrop et al., 1995; Bochert, 1997). В настоящее время установлено, что размножающиеся весной и осенью популяции относятся к разным видам. Для вселившихся в Балтийское море *M. neglecta* характерно только осеннее размножение. Сообщения о весеннем размножении относятся к другому представителю рода — *M. viridis*, в Балтийском море не встречающегося (Sikorski, Bick, 2004).

Наиболее плотные (биомасса свыше 5 г/м²) популяции этого вида ограничены диапазоном глубин 10–25 м. Проникновению полихет в на мелководья и в прибрежье препятствует низкая соленость. В наиболее подходящих по соленостным условиям глубоководных районах лимитирующими факторами являются отсутствие подходящего субстрата для строительства норок, а также эпизодическое возникновение условий гипоксии и аноксии в придонном горизонте воды. Максимальные биомассы (20–30 г/м²) отмечены в Лужско-Копорском районе.

Tubificoides pseudogaster, описанный в 1960 г. из фьордов Балтийского моря (Дания), бореальный, прибрежно — эстуарный, солоноватоводный и чрезвычайно эвригалинный вид, зарегистрированный у побережий Европы (Дания, Швеция, Англия, Ирландия, Франция) и США, в том числе в эстуариях, подверженных антропогенному воздействию. Заселяет все типы грунтов, встречается при солености до 24‰, избегая пресных участков. В восточной части Финского залива *T. pseudogaster* образовал устойчивую, хотя и локальную популяцию на черных и серых илах площадью около 150 км² в районе о. Сескар на глубинах 33–37 м. Численность его в 2005 г. достигала 12738 экз.м⁻². и биомассы 22.8 г м⁻².

Возможности прогнозирования и перспективы биологических инвазий в эстуарии р. Невы

Одной из важных тенденций в формировании видового разнообразия растений и животных в Невской губе и восточной части Финского залива становится продолжающийся рост числа обнаружений новых чужеродных видов (рис. 2.14.1–2.14.3). Поэтому так важны с практической точки зрения прогностические исследования, направленные на выявление потенциальных видов-вселенцев (табл. 2.14.2) и исследование тех их свойств, которые способствуют успешному прохождению всех стадий инвазионного процесса, а также на изучение условий в экосистеме — потенциальном реципиенте для оценки ее восприимчивости к инвазиям этих

видов. Так, в 2004–2006 гг. основываясь на ранее сделанных прогнозах о возможных новых вселениях в Балтийское море и Финский залив (Николаев, 1979; Gollasch, Leppakoski, 1999; Орлова и др., 1999) и новых сведениях о биологических инвазиях на протяжении основных инвазионных Европейских коридоров был организован поисковый мониторинг и обнаружено несколько новых видов, причем вселение многих из них было предсказано ранее (табл. 2.14.3). Нельзя исключить, что и в ближайшие годы список вселенцев в Финском заливе будет пополнен прежде всего за счет эврибионтных представителей понто-каспийского и североамериканского эстуарного фаунистических комплексов, расселившихся в юго-восточной Балтике, внутренних водоемах Балтийского бассейна и на протяжении северного европейского инвазионного коридора.

На основании анализа имеющихся сведений о биологии и современном распространении активно расселяющихся инвазионных видов произведен отбор видов, наиболее вероятных (потенциальных) вселенцев в восточную часть Финского залива (табл. 2.14.2). Предположительно среди цианобактерий в составе сообществ фитопланктона могут быть встречены 7 видов. Это виды, которые характеризуются высокой соленостной толерантностью, имеют расселительные и покоящиеся стадии в виде гормогониев и акинет. Все они размножаются вегетативно, имеют короткий жизненный цикл и способны за 1–4–7 дней достигать массового развития. Многие из них уже встречаются в южной и юго-восточной Балтике и во внутренних водоемах на побережье этих районов. *Anabaenopsis tanganyikae*, находясь в стадии активного расселения в водоемах Европы, Северной и Южной Америки (Hindák, 1988; Hindák, Moustaka, 1988; Komárek, Kling, 2003; и др.), в балтийской акватории пока не зарегистрирован. Предполагаемый вектор заноса для этих видов — судоходство, возможные источники заноса для большинства — южная и юго-восточная Балтика. Являясь относительно теплолюбивыми и галофильными, виды *Anabaenopsis* и *Planktolyngbya* cf. *capillaris* займут преимущественно мелководные пресноводно-олигогалинные и солоноватоводные акватории восточной части Финского залива, более холодолюбивые пресноводно-олигогалинный (?) *Aphanizomenon yezoense* и пресноводный (?) *Planktolyngbya brevicellularis* — пресноводные акватории Невской губы и опресненные пресноводно-олигогалинные Курортного района, устья рек в вершине Нарвского залива, Лужской и Копорской губы.

С высокой вероятностью в прибрежье Невской губы и Финского залива может быть обнаружена харовая водоросль *Chara connivens*, распространенная в континентальных водоемах восточной Европы, имеющая споры и способная размножаться вегетативно.

Также высока вероятность вселения многих видов водных беспозвоночных, толерантных к колебаниям солености и/или имеющих в жизненном цикле расселительные и покоящиеся стадии и/или чередование партеногенетических и гамогенетических поколений. Все они потенциально могут быть занесены в Финский залив с судами, имеют инвазионную историю в других водоемах Европы и в Се-

верной Америке, относятся к таксономическим группам (роды и семейства) в которых уже имеется несколько инвазионных видов и подвидов, то есть отвечают всем условиям, характеризующим «успешного вселенца» (Carlton, 1996; Kolar, Lodge, 2000; Hewitt, Nuxel, 2002). Как правило, таксоны, включенные в список табл. 2.14.2 могут быть занесены в восточную часть Финского залива не менее, чем из двух потенциальных регионов-доноров, находящихся на протяжении двух вышеописанных инвазионных коридоров.

Нельзя также исключить и интродукцию паразитов, входящих в состав систем «паразит – хозяин» и пока не охваченных исследованиями ксеноразнообразия. Как показали исследования в юго-восточной Балтике, чужеродные паразиты вполне могут быть занесены в регионы-доноры, в том числе и вместе с промежуточными хозяевами — вселенцами, транспортируемыми на стадии жизненного цикла, восприимчивой к паразитарной инвазии, или расселяющимися с помощью естественных векторов. Например, в особях *G. tigrinus* из юго-восточной Балтики обнаружены паразитические черви, один из них — североамериканский скребень (*Paratenuisentis ambiguous* (Roblecki, Normant, 2005), который был, видимо, занесен в Балтийское море вместе со своим хозяином — гаммарусом. Промежуточным хозяином ряда паразитов является также брюхоногий моллюск *Lithoglyphus naticoides* (Араkelова и др., 2000).

Пока отсутствуют в списке потенциальных вселенцев представители доминирующих в балластных камерах судов, в том числе и заходящих в порты Балтийского моря, таксонов — нематод и фораминифер (Radziejewska et al., 2006), поскольку нет сведений о динамике их регистрации на протяжении обсуждаемых инвазионных коридоров.

Ряд предполагаемых будущих вселенцев может рассматриваться как потенциальные «биоагрессоры». Из цианобактерий это виды родов *Planktolyngbya* и *Aphanizomenon*. В 2002–2004 гг. в Псковско-Чудском озере и Нарвском водохранилище численность *Planktolyngbya brevicellularis* от 2–3 до 22 раз превышала таковую аборигенного вида *Planktolyngbya limnetica*, а на ряде станций последний вид полностью выпал из состава фитопланктонного сообщества (Р.Н. Белякова, О.Ю. Яковлева, Е.К. Ланге, неопубликованные данные). *Planktolyngbya* cf. *capillaris*, впервые обнаруженный летом 2002 г. в Балтийском море, сразу вошел в состав доминантов летнего фитопланктона Вислинского залива (Р.Н. Белякова, неопубликованные данные). Активный инвазионный вид *Aphanizomenon yezoense* летом 1998 г. вместе с аборигенным *Aphanizomenon flos-aquae* вызывал «цветение» воды в Волховской губе Ладожского озера, при этом доминируя в сообществе (Белякова, 2006а). Следует отметить, что как в историческом ареале, так и в области инвазии все 3 вида вызывают «цветение» воды (Hindák, 1985; Anagnostidis et al., 1988; Watanabe, 1991; Cronberg, Komárek, 1994; Белякова, Фуштей, 2004, и др.).

Из животных биоагрессором может стать гребневик *Mnemiopsis leydii*, наносящий заметный ущерб рыбному промыслу и вызывающему полную перестройку

ку экосистем-реципиентов (Kideis et al., 2006). Однако этот вид вряд ли будет способен сформировать устойчивые популяции на основной акватории района исследований вследствие его низкой устойчивости к опреснению. Распространение же двустворчатых моллюсков — пресноводного представителя сем. *Mytilidae* *Limnoperna fortunei* и солоноватоводной дрейссениды *Mytilopsis leucophaeata* — обрастателей гидротехнических конструкций и корпусов судов, возможно соответственно в пресноводной, включая р. Неву, и в солоноватоводной зоне, особенно на участках, подверженных тепловому загрязнению. Не исключен занос и натурализация ряда хищных и всеядных бокоплавов, которые могут полностью изменить структуру сообществ в прибрежной зоне залива и Невской губы. Предположительно основными регионами новых заносов на акваторию Финского залива и Невской губы будут служить близлежащие районы Балтийского моря и в особенности сопредельные воды Финляндии и Эстонии. Из этих районов интродукция может осуществляться как за счет судоходства и сопряженных с ним векторов, так и за счет естественного расселения этих видов.

На имеющихся примерах можно констатировать, что в прослеженной в данном обзоре почти 80-летней истории биологических инвазий в Невской губе и восточной части Финского залива в последнее десятилетие отмечена тенденция к росту числа регистраций чужеродных видов. Скорее всего, это связано с двумя факторами: подъемом экономики в странах Балтийского региона, в том числе и на северо-западе России в конце 1990 – начале 2000, и началом планомерных и регулярных наблюдений за состоянием ксеноразнообразия с 2004 г.

Много среди вселенцев видов цианобактерий, большая часть которых представлена планктонными формами. Поскольку они относительно эволюционно молоды, быстро расселяются, адаптированы к градиентам солености, температуры, трофности, стрессовым факторам, их роль в экосистемах-реципиентах восточной части Финского залива будет возрастать. Способность вызывать «цветение» воды, нередко сопровождаемое замором гидробионтов вследствие гипоксии, ухудшением органолептических свойств воды, выделением токсинов, представляющих угрозу для здоровья и жизни человека и животных, позволяет считать всю группу цианобактерий потенциальными биозагрязнителями.

Из эукариот, наибольшее число видов-вселенцев среди беспозвоночных, для многих из них характерно наличие в жизненном цикле покоящихся и/или пелагических расселительных личиночных стадий, что является причиной успеха их транспортировки в балластных камерах судов — основного способа заноса чужеродных видов в Финский залив. Среди биологических особенностей вселенцев-беспозвоночных, регулярно встречающихся или массовых в районе исследований, можно также отметить: наличие партеногенеза в жизненном цикле; широкую эвригалинность и нетребовательность к другим условиям среды; способность к использованию широкого спектра пищевых ресурсов. Все эти особенности способ-

ствуют успешному прохождению ими всех стадий процесса биологической инвазии.

В настоящее время чужеродные виды встречены на всей исследованной акватории, включая биотопы, неблагоприятные для существования местной фауны — глубоководные участки, на которых периодически развиваются условия гипоксии. В числе наиболее подверженных инвазиям зон и биотопов — мелководный район, пресноводно-олигогалинные условия которого и разнообразные биотопы благоприятны для массового развития многих чужеродных видов.

Вселенцы вносят существенный вклад в формирование видовой разнообразия сообществ-реципиентов. Среди цианобактерий их 11.4%, среди полупогруженных и погруженных водных растений их 5% от видового списка. В сообществах зоопланктона с учетом меропланктонных организмов в летний период 7% — виды-вселенцы. В ряде таксономических групп макрозообентоса, например Oligochaeta, Amphipoda, Mollusca, их доля в общем числе видов достигает соответственно 7%, 46% и 6.8% (Отчет..., 2007). В сравнительном аспекте вклад вселенцев в видовое разнообразие Невской губы и восточной части Финского залива относительно невелик. Так в прибрежных водах Калифорнии 66 видов водных беспозвоночных — вселенцы, что составляет 24% от общего видового списка, однако среди них лишь 8 могут рассматриваться как массовые (Cohen et al., 2005). Тогда как среди чужеродных беспозвоночных в эстуарии р. Невы более трети чужеродных видов — массовые, способные в отдельных случаях составить 30–99% общей биомассы экологических группировок.

Имеющаяся тенденция к росту числа чужеродных видов, их широкое распространение вместе с продолжающейся интенсификацией судоходства и усилением других видов хозяйственной активности в регионе, потепление климата — диктуют необходимость развития мониторинговых наблюдений и прогностического направления в изучении чужеродных видов. По предварительным предположениям в рассмотренных группах (цианобактерии, растения и свободноживущие водные животные) имеются от 1 до 36 видов-потенциальных вселенцев. Мы не исключаем занос и натурализацию в регионе также патогенных организмов и паразитов, не охвачен таксономическими и гидробиологическими исследованиями и ряд экологических группировок свободноживущих организмов.

Таблица 2.14.2

Аннотированный список видов — потенциальных вселенцев в восточную часть Финского залива

№	Вид	Происхождение	Экогруппа	Профическая группа	Отношение к солёности	Препл. векторы заноса	Особенности жизненного цикла						
							Наличие расе-лит. стадий	Наличие покош. стадий	Партеногенез или вегетативное размножение	Иное			
	PROKARYOTA												
	Cyanobacteria												
	Oscillatoriales												
	Pseudanabaenaceae												
1	<i>Planktolyngbya cf. capillaris</i> (Hind.) Anagn. et Kom. 1988	п-к	пл	фот	пр-сол	суд, бв	гормогонии	-		+			
2	<i>Planktolyngbya brevicellularis</i> Cronb. et Kom. 1994	?	пл	фот	пресн?	суд, бв, ест	гормогонии	-		+			
	Nostocales												
	Nostocaceae												
3	<i>Anabaenopsis circularis</i> (G.S. West) Wolosz. et Miller 1923	нбор-групп афро-аз	пл	фот	пр-сол	суд, бв	гормогонии		акинеты	+			
4	<i>Anabaenopsis cunningtonii</i> Taylor 1932	нбор-групп афро-аз	пл	фот	пр-сол	суд, бв	гормогонии		акинеты	+			
5	<i>Anabaenopsis milleri</i> Woronich. 1929	п-к	пл	фот	пр-сол	суд, бв	гормогонии		акинеты	+			
6	<i>Anabaenopsis tanganyikae</i> (G.S. West) Wolosz. et Miller 1923	нбор-групп афро-аз	пл	фот	пр-сол	суд, бв	гормогонии		акинеты	+			
7	<i>Aphanizomenon yezoense</i> M. Watanabe 1991	нбор в-аз	пл	фот	пр-олиг?	суд, бв, ест	гормогонии		акинеты	+			

Продолжение табл. 2.14.2

№	Вид	Происхождение	Экология	Профильная группа	Отношение к солёности	Препл. векторы заноса	Особенности жизненного цикла			
							Наличие рас-слит. стадий	Наличие покопш. стадий	Партеногенез или вегетативное размножение	Иное
EUKARYOTA										
Растения										
Algae										
Charophyta										
1	<i>Chara connivens</i> Salzm.ex A. Br.	аз-в.евр.	бент	фот	пресн-б-мезо; пресн-а-олиг	суд, птицы	фр. слое-вища	споры	+	конт.
2	<i>Gracilaria verticillatophylla</i>	ю-в аз	бент, обр	фот	м, эвриг	суд, обр, бв	фр. слое-вища	споры	+	выс., темн.
Животные										
Беспозвоночные										
Coelenterata										
1	<i>Bougainvillia megas</i> (Kinne, 1956)	с-а	обр.	зпф	м, эвриг	суд, обр, бв	+	+	+	
2	<i>Maecotias unexpectata</i> Ostroumoff, 1896	п-к	пл	зпф	м, эвриг	суд, бв	+	+	+	
Stenophora										
3	<i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz	с-а	пл	хищн	м, эвриг	суд, бв	+	+		самоопл.
4	<i>Beroe ovata</i> Mayer, 1912	с-а	пл	хищн	м, эвриг	суд, бв	+	+		?
Annelidae										
5	<i>Nuaramia invalida</i> Grube, 1960	п-к	бент	дгр, сест	пресн	суд, обр, бо				жив.

Продолжение табл. 2.14.2

№	Вид	Присхождение	Экрупша	Профическая группа	Отношение к солёности	Предп. векторы заноса	Особенности жизненного цикла			
							Наличие рас-слит. стадий	Наличие покопщ. стадий	Партеногенез или вегетативное размножение	Иное
6	<i>Branchiura sowerbyi</i> Beddard, 1892	ю-в аз	бент	дгр	пресн	суд, бо				
7	<i>Caspiobdella fadjejevi</i> (Erpstein, 1961) Mollusca	п-к	эктопара-зит	-	пресн	ест				
8	<i>Lithoglyphus naticoides</i> C. Pfeiffer, 1828	п-к	бент	флф	прес	суд, бв, бо	+			
9	<i>Limnoperma fortunei</i> (Dunker, 1985)	ю-в аз	обр.	сест	пресн-олиг	суд, бв	+			
10	<i>Monodacna colorata</i> (Eichwald, 1829)	п-к	бент	сест	пресн-олиг	суд, бв	+			
11	<i>Mytilopsis leucophaeata</i> (Conrad, 1831) Arthropoda	ц-а	обр.	сест	сол	суд, обр, бв	+			
12	<i>Podonevadne trigona trigona</i> (Sars)	п-к	пл	хищн	м, эвриг	суд, бв, бо		зимние (латент-ные) яйца	+	
13	<i>Podonevadne trigona ovum</i> (M.-Bolotovskoi)	п-к	пл	хищн	сол	суд, бв, бо		зимние (латент-ные) яйца	+	
14	<i>Podonevadne camptoryx</i> Sars	п-к	пл	хищн	сол	суд, бв, бо		зимние (латент-ные) яйца	+	
15	<i>Cercopagis neonila</i> Sars	п-к	пл	хищн	м, эвриг	суд, бв, бо		зимние (латент-ные) яйца	+	

Продолжение табл. 2.14.2

№	Вид	Присхождение	Экоупна	Профиская группа	Отношение к солности	Преп. векторы заноса	Особенности жизненного цикла			
							Наличие рас- лит. стадий	Наличие покоящ. стадий	Партеногенез или вегетивное размножение	Иное
16	<i>Cornigerius maeoticus hircus</i> (Sars)	п-к	пл	хищн	м, эвриг	суд, бв, бо	зимние (латент- ные) яйца	+		
17	<i>Calanipeda aquae-dulcis</i> (Kritchagin)	п-к	пл	сест	сол	суд, бв				
18	<i>Heterosope caspia</i> G.O. Sars	п-к	пл	сест	эвриг	суд, бв				
19	<i>Hemimysis anomala</i> G.O. Sars, 1907	п-к	нект, бент	хищн, эври	пресн-олиг	суд, бв, бо	пг		вс, кц, вл	
20	<i>Limnomysis benedeni</i> Czerniavskiy, 1882	п-к	нект, бент	эври, сест.	пресн-олиг	суд, бв, бо			вс, кц	
21	<i>Paramysis intermedia</i> Czerniavsky, 1882	п-к	нект, бент	хищн, эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			вс	
22	<i>Paramysis lacustris</i> Czerniavsky, 1882	п-к	нект, бент	хищн, эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			вс	
23	<i>Paramysis ultskyi</i> Czerniavsky, 1882	п-к	нект, бент	хищн, эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			вс	
24	<i>Pseudocuma cercaroides</i> Sars, 1894	п-к	мейо, бент	детр	пресн-олиг	суд, бо			вс, эп	
25	<i>Pterocuma pectinata</i> (Sowinsky, 1893)	п-к	мейо, бент	детр	пресн-олиг	суд, бо			вс, эп	
26	<i>Chaetogammarus ischnus</i> (Stebbing, 1899)	п-к	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бо			эл,	
27	<i>Corophium mucronatum</i> Sars, 1895	п-к	нект, бент	сест	сол	суд, бо			эл,	
28	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichwald, 1841)	п-к	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бо			эл,	

Продолжение табл. 2.14.2

№	Вид	Происхождение	Экология	Профисская группа	Отношение к солёности	Предп. векторы заноса	Особенности жизненного цикла			
							Наличие рассл-лит. стадий	Наличие покоющ. стадий	Партеногенез или вегетативное размножение	Иное
29	<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)	п-к	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бо			эп,	
30	<i>Obessogammarus crassus</i> (G.O. Sars, 1894)	п-к	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бо			эп,	
31	<i>Obessogammarus obessus</i> Sars 1894	п-к	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бо			эп,	
32	<i>Gammarus roeselii</i> , Cervais 1835	балк	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			эп,	
33	<i>Gammarus varsoviensis</i> (Jazdzewski, 1975)	евр (пол)	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			эп,	
34	<i>Crangonyx pseudogracilis</i> Bousfield, 1958	с-а	нект, бент	эври	пресн-олиг	суд, бв, бо			эп,	
35	<i>Orcectia cavimana</i> , Heller, 1865	ю-б	нект, бент	нект, бент	детр	пресн-олиг	суд, бв, бо		эп,	
36	<i>Platorchestia platensis</i> (Kroyer, 1845)	ю-б	нект, бент	нект, бент	детр	пресн-олиг	суд, бв, бо		эп,	
37	<i>Astacus leptodactylus</i> (Eschsholtz, 1823)	п-к	бент	хищн	пресн	вт/аккл			по-томств.	
38	<i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque, 1817)	с-а, вв	бент	эври	пресн	вт/аккл			по-томств.	
39	<i>Orconectes virilis</i> (Hagen, 1870)	с-а, вв	бент	эври	пресн	вт/аккл			по-томств.	
40	<i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Gould, 1841)	с-а	бент	хищн	сол	суд, обр, бо	+			

Окончание табл. 2.14.2

№	Вид	Происхождение	Экогруппа	Трофическая группа	Отношение к солености	Препл. векторы заноса	Особенности жизненного цикла			
							Наличие рас- лит. стадий	Наличие покоящ. стадий	Партеногенез или вегетативное размножение	Иное
41	<i>Schizopera borutzkyi</i> Montchenko, 1995	п-к	мейо	детр	пресн-олиг	суд, бо			д (?)	
42	<i>Heteropsyllus nurni</i> Coul, 1975	с-а	мейо	детр	пресн-сол	суд, бо			д (циста)	
43	<i>Camptozoa</i> <i>Umatella gracilis</i> Leydig, 1851	с-а	обр	сест	пресн	суд, обр, бв, бо	+	+	+	
CHORDATA										
44	<i>Clupeonella cultriventris</i>	п-к	нект	зпф	пресн, солон, м	ест			оз., р. созр.	
45	<i>Neogobius melanostomus</i>	п-к	бент	эври	пресн, солон, м	суд, бо, бв			по- томств.	

Примечание. **Жирный шрифт** — виды, потенциальные биоагрессоры. **Происхождение:** атл — атлантический, амур — амурский, сиб — сибирский, сиб, арк — сибирский арктический, з-евр — западноевропейский, балк — балканский, евр (пол) — европейский, нз — ново-зеландский, п-к — понто-каспийский, с-а — североамериканский, внутренние водоемы, ю-б — южнобалтийский, ю-в аз — юго-восточноазиатский, нбор-троп — низкобореальный тропический. **Способ заноса:** суд — судходство, вг/аккл — вторичное расселение акклиматизантов, обр — в составе сообществ обрастающих корпусов судов, бв — балластные воды, бо — балластные осадки, ест — естественное расселение. **Экологическая группа:** бент — макробентос, мейо — мейобентос, обр — обрастатель, нект — нектонный, нек-бент — нектобентический, пл — планктонный. **Трофическая группа:** фот — фототроф, флф — фитоперифитонофаг, детр — детритофаг, зпф — зоопланктофаг, сест — сестонофаг, пф — планктофаг, хищн — хищник, эври — эврифаг. **Прочее:** вс — вынашивание молоди в выводковых сумках, кц — короткий жизненный цикл, вл — высокая в сравнении с абортинными видами плодовитость, эп — эпиморфный, пг — протерандрический гермафродитизм, д — диапауза, потомств. — забота о потомстве, самоопл. — самооплодотворение, конт. — обитает в континентальных водоемах, оз. — предпочитает слабопроточные водоемы озерного типа, р. созр. — раннее созревание, жив. — живорождение, выс. — устойчив к высыханию, темн. — устойчив к темноте.

Таблица 2.14.3
 Регистрации новых для восточной части Финского залива чужеродных видов животных, сделанные в 2004–2006 гг. в рамках ведения мониторинга чужеродных видов и источники прогнозов этих находок

Вид	Таксономическая принадлежность	Экологическая группа	Год первого обнаружения	Район распространения	Характеристика находки	Источник прогноза
<i>Euclype apolux</i>	Crustacea, Caldocera	Зоопланктон	2004	Кроме пресноводных районов	Натурализовавшийся вид	Без прогноза
<i>Cornigerius m. maoticus</i>	Crustacea, Caldocera	Зоопланктон	2003	Кроме пресноводных районов	Натурализовавшийся вид	Rapov et al., 1999
<i>Stenositta graciloides</i>	Crustacea, Cymacea	Зообентос	2004	Фарватер (район Макарьевского рейда)	Единично, однократно	Николаев И.И. (1970, прогноз для Cymacea)
<i>Chaetogammarus warpachowskyi</i>	Crustacea, Amphipoda	Некто-бентос	2004	Курортный район	Несколько экземпляров, однократно	Без прогноза
<i>Gammarus tigrinus</i>	Crustacea, Amphipoda	Некто-бентос	2005	Пос. Приморск	На двух станциях, многократно	Алимов, Флоринская (ред.), 2005
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Crustacea, Amphipoda	Некто-бентос	2006	Устье р. Луги	Несколько экземпляров, многократно	Без прогноза
<i>Jaera sarsi</i>	Crustacea, Isopoda	Зообентос	2004	Пос. Приморск, Лужско-Копорский р-н	Несколько экземпляров, многократно	Николаев И.И., 1970
<i>Dreissena bingensis</i>	Mollusca, Bivalvia	Образстатель	2004	Выборгский залив	Единично, однократно	Орлова и др., 1999
<i>Prostoma puteale</i>	Nemertea	Зообентос	2004		Криптический вид	Без прогноза
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Actinopterygii	Планктонные рыбы	2007	Невская губа	Криптический вид	Без прогноза
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Actinopterygii	Донные рыбы	2006	Р. Нева	Единично, однократно	Без прогноза
<i>Romanogobio albpinnatus</i>	Actinopterygii	Донные рыбы	2005	Р. Нева	Однократно	Без прогноза

3. ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ И ЕСТЕСТВЕННЫХ ФАКТОРОВ НА СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОНА И БЕНТОСА

3.1. ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ И ПРОБЛЕМЫ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ЭСТУАРИЯ Р. НЕВЫ

Невская губа

Наибольшая интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине (Аопт), $1.48 \text{ гС м}^{-3} \text{ сутки}^{-1}$, за период исследований была на станции 14 в районе г. Стрельна в 2006 г., а наименьшая, $0.12 \text{ гС м}^{-3} \text{ сутки}^{-1}$, также в 2006 г. на станции 7 в районе впадения в губу невских вод. Максимальная, за период изучения, концентрация хлорофилла *a*, 25.64 мг/м^3 , была определена в 2006 г. — на станции 17 в районе г. Ломоносов, а минимальная, 2.13 мг/м^3 , в том же году — на станции 9. Следовательно, по уровню первичной продукции и концентрации хлорофилла *a* по классификации В.В. Бульона (1994), Невскую губу в 2003–2007 гг. следует отнести к мезотрофному-эвтрофному классу водоемов.

Средние величины Аопт. для всей акватории Невской губы в целом за последние годы практически не различались, только в 2007 г. значения данного показателя выросли (табл. 3.1.1). В зоне транзита невских вод и придамбовой зоне наблюдалась такая же картина как для всей акватории в целом. В придамбовой зоне Аопт в 2006 г. снизилось по сравнению с 2003 г., однако опять выросло в 2007 г. В южной зоне Невской губы снижение фотосинтеза на оптимальной глубине не обнаруживалось. Аопт в 2004 и 2007 гг. было достоверно выше чем в 2003 г. В южной зоне Невской губы за период исследований обнаруживалась слабая тенденция к увеличению величины фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине.

Концентрация хлорофилла *a* (Хл *a*), наиболее тесно связана с фотосинтетической активностью водорослей (Бульон, 1994), в воде Невской губы заметно отличалась в разные годы (табл. 3.1.2). Для всей акватории в целом концентрация хлорофилла *a* последовательно снижалась, начиная с 2003 до 2007 г.: концентрация хлорофилла *a* в 2003 г. была достоверно выше чем в 2007 г. Такая же картина наблюдалась и в зоне транзита Невских вод. В северо-западной зоне концентрация хлорофилла *a* последовательно снижалась с 2003 по 2006 г., но в 2007 снова выросла. В южной зоне концентрация хлорофилла *a* достоверно не отличалась год от года, но в 2007 Хл *a* упал в два раза по сравнению с 2006 г.

Первичная продукция в столбе воды (Аинт) в целом для всей акватории Невской губы в 2006 снизилась в полтора раза по сравнению с 2003 г., причем ее

Таблица 3.1.1

Прозрачность по диску Секки (Sec), интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине (Аопт), первичная продукция фитопланктона (Аинт), деструкция органического вещества (Д) в Невской губе в 2003, 2004 и 2006, 2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Sec, м	Аопт, гС м ⁻³ сут ⁻¹	Аинт, гС м ⁻² сут ⁻¹	Д, гС м ⁻² сут ⁻¹
Вся акватория				
2003	1.28 (±0.05)	0.52 (±0.04)	0.65 (±0.05)	1.12 (±0.15)
2004	1.30 (±0.07)	0.57 (±0.09)	0.72 (±0.10)	1.19 (±0.15)
2006	0.50 (±0.08)	0.41 (±0.14)	0.26 (±0.15)	0.82 (±0.14)
2007	0.58 (±0.10)	0.69 (±0.09)	0.45 (±0.11)	1.45 (±0.20)
Зона транзита невских вод				
2003	1.45 (±0.07)	0.36 (±0.12)	0.52 (±0.20)	0.81 (±0.49)
2004	1.28 (±0.25)	0.28 (±0.06)	0.37 (±0.15)	0.80 (±0.16)
2006	0.50 (±0.00)	0.18 (±0.08)	0.09 (±0.04)	0.57 (±0.23)
2007	0.38 (±0.32)	0.48 (±0.06)	0.19 (±0.17)	2.03 (±0.69)
Северо-западная зона				
2003	1.15 (±0.07)	0.52 (±0.04)	0.60 (±0.08)	1.65 (±0.70)
2004	1.58 (±0.04)	0.40 (±0.21)	0.63 (±0.31)	0.98 (±0.45)
2006	0.29 (±0.02)	0.21 (±0.01)	0.06 (±0.01)	0.67 (±0.32)
2007	0.37 (±0.40)	0.45 (±0.01)	0.16 (±0.19)	0.64 (±0.33)
Южная зона				
2003	1.25 (±0.15)	0.62 (±0.09)	0.77 (±0.11)	0.97 (±0.14)
2004	1.13 (±0.10)	0.89 (±0.02)	1.01 (±0.11)	1.59 (±0.37)
2006	0.63 (±0.20)	0.69 (±0.46)	0.52 (±0.43)	1.08 (±0.32)
2007	0.85 (±0.15)	0.99 (±0.17)	0.83 (±0.18)	1.60 (±0.31)

величины достоверно отличались друг от друга, но в 2007 г. снова немного возросла (табл. 3.1.1). Деструкция органического вещества (Д) в общем для всей акватории Невской губы достоверно не различалась в исследованные годы, за исключением 2007 г., когда она выросла почти в два раза по сравнению с 2006 г. (табл. 3.1.1). Для всей акватории Невской губы отношение продукции к деструкции органического вещества (Аинт/Д) во все годы исследований было меньше единицы (от 0.25 до 0.63). Это означает, что в этой части эстуария реки Невы деструкционные процессы преобладают над продукционными. В Невской губе гетеротрофными организмами окисляются не только органические вещества, создающиеся продуцентами в процессе фотосинтеза, но также значительное количество органических веществ либо дополнительно поступающих с водосбора, либо попадающих в толщу воды со дна вследствие ресуспензии. Величина Аинт/Д последовательно снижалась с 2003 по 2007 г. Следовательно, в 2006–2007 гг., когда это соотношение было наименьшим, увеличился принос извне легко окисляемого аллохтонного органического вещества в толщу воды.

Таблица 3.1.2

Концентрация общего фосфора (Робщ), хлорофилла *a* (Хл *a*), взвешенных органических (ВО) и минеральных (ВМ) частиц в Невской губе в 2003–2007 гг.
В скобках — ошибки среднего

Годы	Робщ, мг м ⁻³	Хл <i>a</i> , мг м ⁻³	ВО, г м ⁻³	ВМ, г м ⁻³
Вся акватория				
2003	55.71 (±9.15)	14.48 (±1.42)	2.65 (±0.24)	5.21 (±1.04)
2004	50.30 (±6.94)	12.87 (±2.44)	2.91 (±0.30)	4.50 (±0.37)
2005	62.00 (±11.31)	8.32 (±1.95)	2.29 (±0.27)	2.41 (±0.56)
2006	126.60 (±8.65)	8.36 (±2.88)	3.86 (±0.43)	13.88 (±3.62)
2007	–	7.24 (±0.85)	3.65 (±0.43)	101.70 (±18.35)
Зона транзита невских вод				
2003	45.0 (±15.56)	8.01 (±2.63)	1.73 (±0.21)	5.22 (±0.13)
2004	47.5 (±38.89)	4.72 (±2.40)	2.34 (±0.31)	3.83 (±0.60)
2005	50.00 (±0.01)	5.05 (±1.43)	2.09 (±0.06)	1.33 (±1.82)
2006	126.0 (±19.80)	3.56 (±1.40)	2.98 (±1.22)	16.42 (±3.88)
2007	–	4.81 (±0.42)	3.57 (±2.20)	71.11 (±55.78)
Северо-западная зона				
2003	94.0 (±33.94)	17.98 (±1.59)	3.18 (±0.95)	6.48 (±6.85)
2004	42.5 (±10.61)	8.85 (±0.66)	1.89 (±0.18)	4.29 (±0.77)
2005	40.00 (±0.01)	4.87 (±0.91)	1.60 (±0.53)	1.08 (±1.24)
2006	152.0 (±17.64)	4.14 (±0.63)	3.60 (±0.18)	24.50 (±10.93)
2007	–	10.25 (±3.69)	6.02 (±5.42)	133.47 (±10.61)
Южная зона				
2003	97.33 (±11.34)	16.46 (±2.00)	2.91 (±0.45)	4.35 (±2.45)
2004	57.33 (±19.05)	20.98 (±3.90)	3.96 (±0.34)	5.09 (±1.23)
2005	81.33 (±16.46)	12.80 (±6.16)	2.88 (±0.80)	4.01 (±1.04)
2006	110.00 (±17.64)	14.38 (±7.53)	4.61 (±1.07)	5.12 (±5.83)
2007	–	6.85 (±7.53)	2.12 (±0.73)	100.91 (±52.80)

В зоне транзита невских вод и северо-западной эти показатели изменялись, так же как и в целом для всей акватории Невской губы. Только в зоне транзита не-вских вод отношение Аинт/Д имело более низкие значения (0.10–0.16) и тенден-ция к снижению была выражена более резко, чем в северо-западной зоне. В юж-ной зоне соотношение Аинт/Д так же как и в других зонах достоверно снижалось. Таким образом, продукционные и деструкционные процессы в южной зоне Не-вской губы более сбалансированы, чем в остальных зонах этой части эстуария.

Заметное снижение первичной продукции фитопланктона в столбе воды в 2006–2007 гг. в Невской губе связано с уменьшением эвфотного слоя (табл. 3.1.1). В 2006–2007 гг. прозрачность воды в среднем для всей акватории Невской губы уменьшилась более чем в два раза. Она уменьшилась во всех зонах, но наи-

более сильно (в 3 раза) в северо-западной зоне и зоне транзита невских вод. В южной зоне прозрачность воды изменилась меньше, чем в остальных частях Невской губы.

Уменьшение прозрачности воды в 2006–2007 гг. по сравнению с 2003 и 2004 г. стало следствием увеличения концентрации минеральной взвеси в столбе воды, так как прозрачность воды была обратно пропорциональна концентрации минеральной взвеси (рис. 3.1.1). Такое же влияние минеральной взвеси на прозрачность воды и первичную продукцию в Невской губе ранее было показано Б.В. Нестеренко (1988), в период активных намывных мероприятий в акватории Невской губы в связи с началом строительства комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений. В 1990-е гг. и в самом начале 2000-х намывных мероприятий такого масштаба в Невской губе не проводилось. Они возобновились в 2006 г., когда началась реализация нескольких крупных инвестиционных проектов, требующих в некоторых частях Невской губы дноуглубительных работ, а в других наоборот намывку новых территорий. Все это привело к увеличению ресуспензии донных отложений и, как следствие, увеличению концентрации минеральной взвеси в воде. Причем увеличилась именно концентрация минеральной взвеси, а концентрация

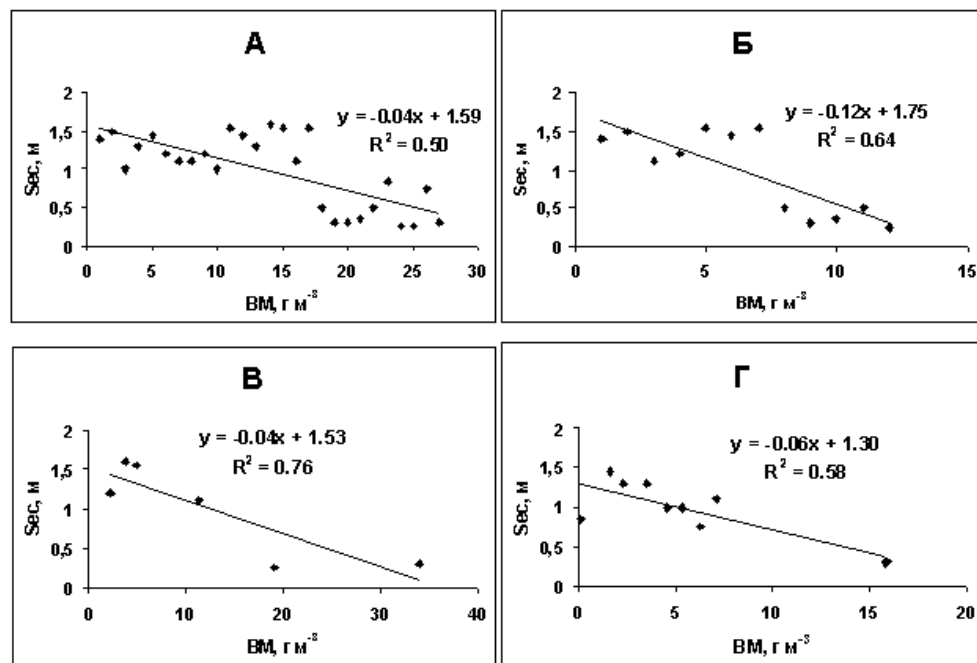


Рис. 3.1.1. Зависимость между концентрацией минеральной взвеси (BM) и прозрачностью воды по диску Секки (Sec) в Невской губе (по данным 2003–2004 и 2007 г.).

А — вся акватория; Б — зона транзита невских вод; В — северо-западная зона; Г — южная зона.

взвешенных органических частиц в 2006–2007 гг. либо осталась на уровне предыдущих годов, либо даже уменьшилась (табл. 3.1.2).

Количество минеральной взвеси наиболее сильно увеличилось в северо-западной и южной зонах (табл. 3.1.2), таким образом, эти зоны были наиболее сильно затронуты гидротехническими мероприятиями (рис. 3.1.1). Как результат, в 2006 г. в транзитной зоне первичная продукция планктона уменьшилась примерно в пять раз, в северо-западной зоне — в десять. Более значительное снижение первичной продукции в северо-западной зоне по сравнению с транзитной связано с тем, что в зоне транзита невских вод, развитие фитопланктона кроме прозрачности воды лимитируется скоростью течения или временем пребывания воды. Напротив, в северо-западной зоне водообмен слабый, фитопланктон имеет более благоприятные условия для массового развития и лимитирующим фактором становится глубина эвфотного слоя, определяемая прозрачностью воды.

Наши исследования также показали наличие зависимости между концентрацией минеральной взвеси и концентрацией общего фосфора (рис. 3.1.2). Следует заметить, что концентрацию общего фосфора обычно тесно связывают с содержанием органических веществ в сестоне. Финские исследователи показали, что основ-

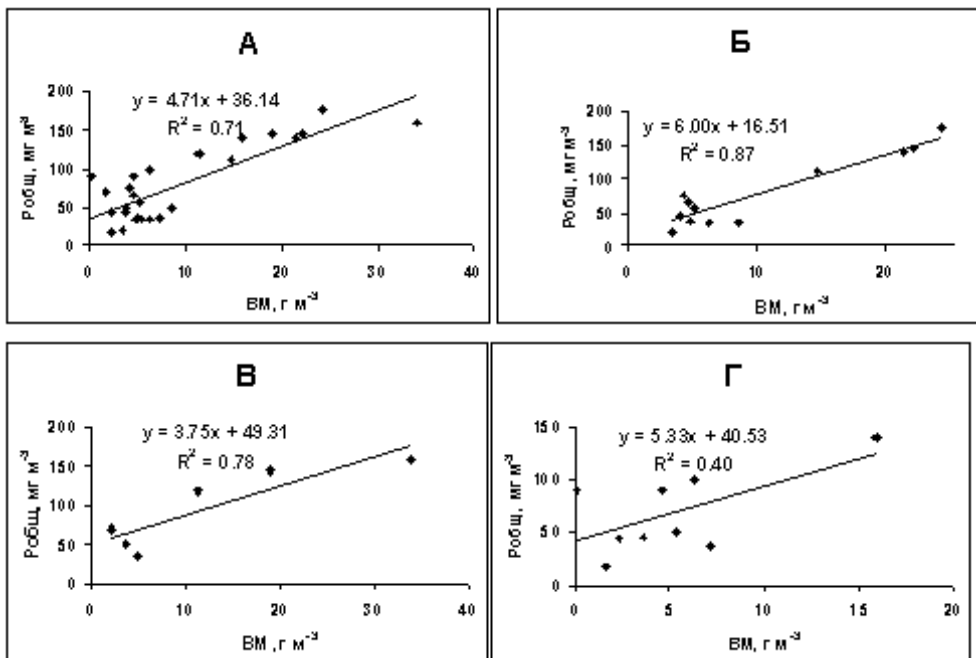


Рис. 3.1.2. Зависимость между концентрацией минеральной взвеси (BM) и концентрацией общего фосфора (Робщ) в Невской губе (по данным 2003, 2004 и 2006 г.).

А — вся акватория; Б — зона транзита невских вод; В — северо-западная зона; Г — южная зона.

ная часть поступающих в эстуарий р. Невы биогенов посредством различных механизмов ассоциирована как с органическими, так и неорганическими веществами в sestone (Lehtoranta et al., 2004). Изучая поверхностные слои донных отложений Финского залива, они обнаружили, что концентрация общего фосфора в большей степени определяется концентрацией минеральной взвеси, и в меньшей органической. Более тесную связь концентрации общего фосфора с концентрацией минеральной взвеси они объясняют тем, что поступающий в составе органической взвеси фосфор минерализуется посредством либо химического либо биологического разложения вместе с органическими молекулами, в составе которых он находится, и связывается с железом, переходя таким образом в минеральную фракцию. Анализируя результаты исследования финских коллег и полученные нами данные, следует принимать во внимание, что минеральная взвесь может являться переносчиком вторично сорбированного на ее поверхности минерального фосфора, благодаря электрохимическим взаимодействиям между минеральными частицами и ионами и соединениями фосфора. Мобилизация фосфора даже из минералов горных пород осуществляется практически всеми группами микроорганизмов, а в особенности грибами рода *Penicilium*, *Aspergillus*, *Sclerotium* (Ковда, 1985), т.е. минеральная взвесь представляет собой непосредственный источник фосфора в водоеме. Как отмечал А.И. Перельман, «низкая растворимость» в аналитической химии может означать сравнительно «высокую растворимость» в геохимии, благодаря геологической длительности процессов и большим количествам мигрирующих вод (Перельман, 1966). Кроме этого, как отмечал крупный биогеохимик В.А. Ковда (1985), основные залежи фосфорных отложений приурочены к низинным болотам и устьям рек. В эстуарии р. Невы образование фосфатов железа (или вторичных минералов) на дне Финского залива показали финские исследователи (Lehtoranta et al., 2004). В условиях недостатка кислорода и угольной кислоты и обилия HPO_4^{2-} образуются различные фосфаты железа, например, вивианит. При увеличении концентрации кислорода он переходит в керченит, а при полном окислении образуется пицит (Ковда, 1985). Таким образом, фосфор, находящийся в составе донных отложений акватории Невского эстуария, активно преобразуется, особенно на границе раздела фаз твердая-жидкая (Pitkänen et al., 2003; Pitkänen, Tallberg, 2007). Возможно источником фосфора могут быть вторичные минералы, образовавшиеся непосредственно в водоеме в ходе преобразования на дне органической и минеральной взвесей, поступающих в эстуарий с водосбора.

Концентрация общего фосфора в среднем для всей акватории Невской губы последовательно увеличивалась с 2003 по 2007 г. (табл. 3.1.2). Связь между концентрацией общего фосфора и количеством минеральной взвеси для зоны транзита невских вод ($R^2 = 0.87$) и северо-западной зоны ($R^2 = 0.78$) более выражена чем для всей акватории в целом, а в южной зоне ($R^2 = 0.58$) связь между этими показателями слабее (рис. 3.1.2). По-видимому, из-за ресуспезии донных отложений в ходе инженерных работ в акватории Финского залива этот фосфор возвращается в толщу воды и снова включается в малый биологический круговорот.

Низкий коэффициент детерминации для южной зоны (рис. 3.1.2, Г), по-видимому, объясняется тем, что эта зона оказалась слабо затронутой грунтонамывными работами в 2006 г. и диапазон изменения концентрации минеральной взвеси за период исследований оказался наиболее узким.

Похожая взаимосвязь концентрации минеральной взвеси с концентрацией минерального азота и фосфора была получена в последние годы рядом зарубежных исследователей работавших на мелководных водоемах (Reddy et al., 1996; Hamilton, Mitchell, 1997). Так Хансен с соавторами (Hansen et al., 1997) показали, что увеличение концентрации минеральной взвеси в мелководных субтропических озерах увеличивало концентрацию растворенных минеральных веществ в воде. Шведскими исследователями, работавшими на мелководном эстуарии в Ботническом заливе, показано, что взвешенное вещество, взмученное со дна, является важным источником азота и, в особенности, фосфора (Nilsson, Jansson, 2002).

Увеличение концентрации фосфора в 2006 г. в эстуарии реки Невы, произошедшее в результате увеличения в воде минеральной взвеси, должно было стимулировать первичную продукцию фитопланктона. Однако из-за увеличения количества минеральной взвеси в Невской губе (табл. 3.1.2) прозрачность воды уменьшилась в два раза (табл. 3.1.1) и, как следствие, первичная продукция фитопланктона заметно снизилась. Сходная картина, снижения первичной продукции при увеличении мутности воды, наблюдалась в 1980-е гг. при начале строительства комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений. Было отмечено, что в период интенсивного намыва «дамбы», из-за работы земснарядов прозрачность воды в Невской губе была низка (20–30 см), поэтому сильного цветения фитопланктона не наблюдалось, хотя концентрации общего фосфора и азота были высоки (Алимов, 1996). К 1993 г. активные работы на «дамбе» прекратились, что незамедлительно привело к увеличению прозрачности воды, к 1993 г. средняя прозрачность по диску Секки составляла 1.5–2 метра. Произошедшее в Невской губе изменение прозрачности воды на фоне высоких концентраций биогенов в воде могло оказаться катастрофическими для ее экосистемы, привести к резкой вспышке развития фитопланктона и резкому увеличению трофического статуса водоема, но были существенно смягчены тем, что в результате общего экономического спада выброс азота и фосфора в Ладожское озеро и р. Неву сократился, в результате концентрация биогенов в Невской губе сократилась (Алимов, 1996).

По нашему мнению, экономический спад, возможно, сыграл не столь существенную роль в том, что в 1990-е гг. не наблюдалось высоких концентраций биогенных элементов и массового цветения фитопланктона. Скорее всего снижение концентрации азота и фосфора в воде Невской губы могло быть связано с тем, что к 1993 г. исчез источник загрязнения — взвесь, взмученная со дна при активном строительстве «дамбы», а начавшиеся в 2006 г. работы по намыву новых территорий в устье Невы, как и в 1980-х гг. привели к увеличению концентрации взвешенных частиц в столбе воды и, как следствие, резко увеличили концентрацию фосфора (табл. 3.1.2). Это предположение подтверждает высокий уровень связи

между концентрацией ВМ и Робщ в зоне транзита невских вод и в северо-западной зоне Невской губы (рис. 3.1.2), где концентрация взвеси в 2006 г. была особенно высокой (табл. 3.1.2).

Некоторые исследователи отмечают, что увеличение концентрации ВМ и связанное с ним увеличение концентрации питательных веществ приводит к более активному развитию фитопланктона (Hamilton, Mitchell, 1996; Scheffer, 1998). В Невской губе мы наблюдали обратную картину снижения первичной продукции. В условиях Невской губы концентрация питательных веществ не является лимитирующим фактором для развития фитопланктона, а его развитие в первую очередь определяется глубиной эвфотной зоны. Такое двоякое влияние (понижающее и повышающее) концентрации взвешенных частиц на первичную продукцию в водоеме, также было получено в ходе экспериментальных работ на мелководном озере Вайхола (средняя глубина 1.3 м), расположенного в Новой Зеландии (Schallenberg, Burns, 2004). Кроме этого, так как Невская губа проточный водоем, величина Аинт определяется скоростью течения, о чем свидетельствует более низкие величины Аинт в зоне транзита невских вод и более высокие в южной зоне с пониженным водообменом как в современный период, так и по данным Б.В. Нестеренко (1988), полученным на Невской губе в 1980-е гг. Сходный вывод о том, что главными лимитирующими факторами для Невской губы выступают прозрачность воды и время пребывания воды, был сделан на основе обобщения данных, полученных в ходе работ на Невской губе в 1982–1984 гг. (Гутельмахер и др., 1987).

Для оценки современного уровня и направленности развития процесса эвтрофирования Невской губы было проведено сравнение наших данных с данными более ранних исследований, которые приведены на рис. 3.1.3–3.1.4. Для сравнения использовались только данные, собранные на одних и тех же станциях (7, 11, 14, 17, 42) в сходный период вегетационного сезона (в конце июля – первой половине августа). По нашему мнению, такое сравнение дает более адекватную картину, чем сравнение средних величин для всей Невской губы, приводимых в разных работах, так как из-за заметной дифференциации Невской губы на зоны важную роль играет, в какой зоне было обследовано большее количество станций. Если большее количество проб было взято в более трофной южной части, то среднее значение показателя в целом для всей акватории получатся завышенным, а если в зоне транзита Невских вод, то — наоборот заниженным.

На рис. 3.1.3 представлены данные по интенсивности фотосинтеза (рис. 3.1.3А) и концентрации хлорофилла *a* (рис. 3.1.3Б) в Невской губе в 1980-е и 2000 гг. Интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине в 1980-е гг. была примерно в полтора раза ниже, чем в последние несколько лет, причем в 1985 и 1987 г. этот показатель был достоверно ниже, чем в 2003 и 2004 г. В 2006 г. величина Аопт снизилась практически до уровня 1980-х гг. Изменение концентрации хлорофилла *a* в различные годы было сходно с изменением интенсивности фотосинтеза на оптимальной глубине.

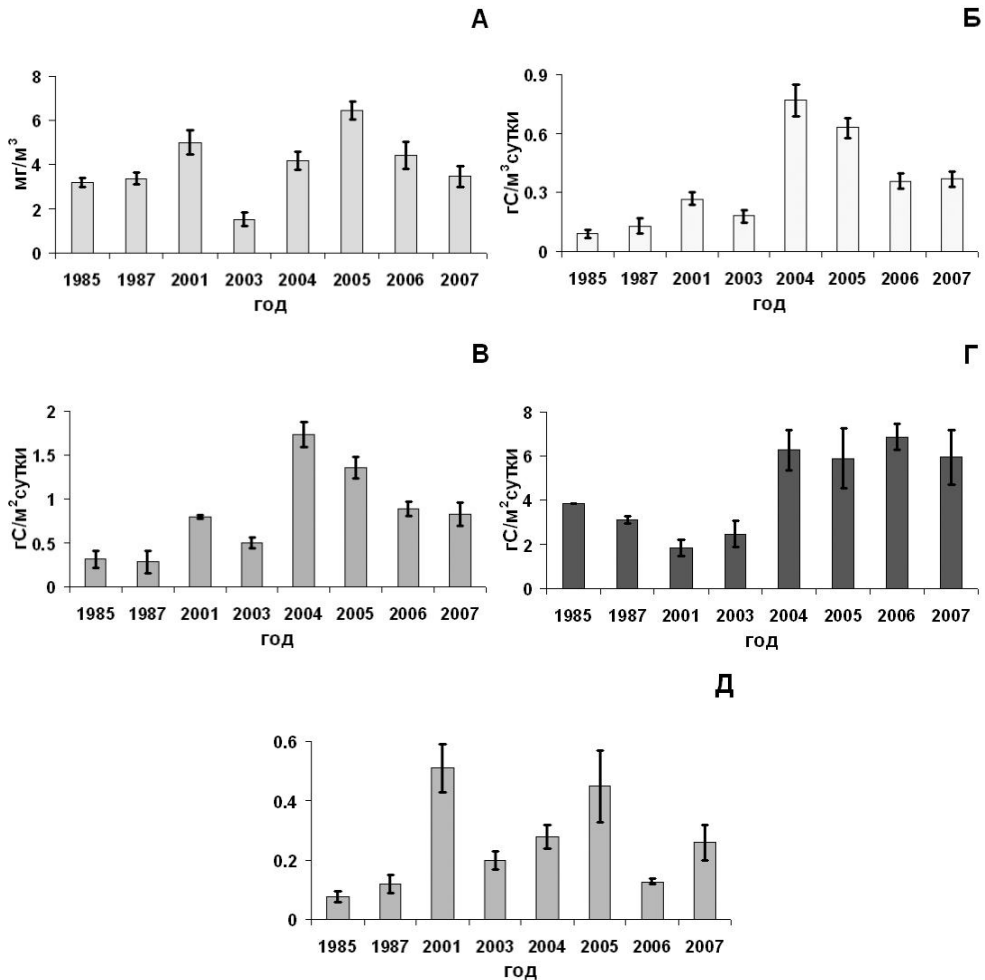


Рис. 3.1.3. Концентрация хлорофилла *a* (А), интенсивность фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине (Б), первичная продукция фитопланктона (В), деструкция органического вещества (Г) и отношение первичной продукции к деструкции органического вещества (Aинт/Д) (Д) в Невской губе в конце июля – начале августа 1980–2000 гг. (по данным Басовой (1986, 1988), Нестеренко (1988) и собственным материалам).

Более наглядно усиление эвтрофирования Невской губы в последние годы по сравнению с 1980-ми гг. демонстрируют данные по первичной продукции. На рис. 3.1.3В видно, что первичная продукция в столбе воды в 1985 и 1987 г. была достоверно ниже, чем в 2003–2004 гг., а в 2006–2007 гг. продуктивность автотрофных организмов снова снизилась до уровня 1980-х гг. Значительное увеличение

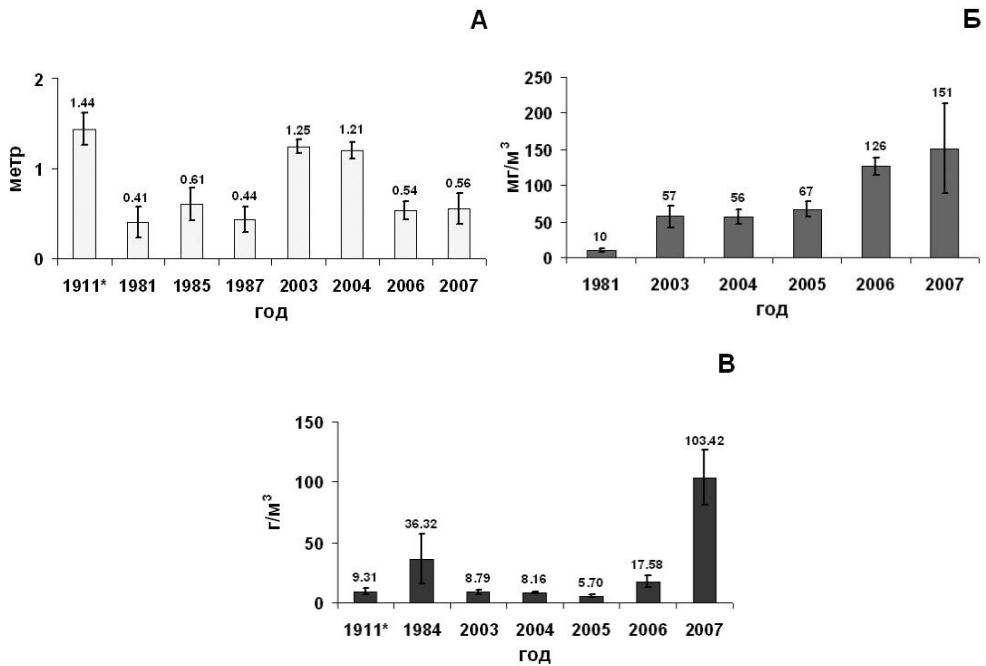


Рис. 3.1.4. А — Прозрачность воды по диску Секки (Sec); Б — концентрация общего фосфора (Робщ); В — концентрация общей взвеси (СВ) в Невской губе в конце июля начале августа в различные годы (по данным: Залесский и Вульф, 1913; Басова, 1982, 1986, 1988 и собственным материалам). * — другие станции и не указан метод определения.

первичной продукции в 2003–2004 гг. по сравнению с 1985 и 1987 г. объясняется тем, что в начале 2000-х гг. прозрачность воды в Невской губе увеличилась в 2–3 раза по сравнению с 1980-ми гг., когда в Невской губе проводились активные намывные и дноуглубительные мероприятия (рис. 3.1.4А). В 2006 г. активные инженерные работы в Невской губе, возобновившиеся после пятнадцатилетнего перерыва, привели к увеличению концентрации общей взвеси в столбе воды (рис. 3.1.4В), в 2007 г. этот показатель увеличился в десять раз по сравнению с 2003–2005 гг. Вследствие этого, прозрачность воды, а, следовательно, и глубина эфотной зоны, снизилась более чем в два раза (рис. 3.1.4), что в свою очередь, привело к снижению первичной продукции. Увеличение величины первичной продукции в начале 2000-х гг. могло быть вызвано тем, что концентрация общего фосфора в столбе воды увеличилась более чем в десять раз по сравнению с 1981 г. (рис. 3.1.4Б). Если сравнить данные по прозрачности воды в конце и начале XX в. (рис. 3.1.4А) видно, что в 1911 г. прозрачность воды была более чем в три раза выше, чем в 1980-х гг., а в 2003 и 2004 г. прозрачность воды увеличилась практически до уровня 1911 г., такая же картина наблюдается и с распределением об-

щей взвеси в столбе воды Невской губы (рис. 3.1.4В). Деструкция органического вещества (рис. 3.1.3Г) в столбе воды в 1985 г. была в более чем в два с половиной раза выше, чем в 2003–2007 гг.

Отношение продукционных и деструкционных процессов в 1980-е гг. составляло около 0.15, тогда как в 2003–2004 гг. — около 0.70, а в 2006–2007 гг. вновь снизилось до 0.30 (рис. 3.1.3Д). Это связано с тем, что в 2003–2004 гг. продукционные и деструкционные процессы в Невской губе были почти сбалансированы. В 1980 г. отношение Аинт/Д было меньше единицы за счет того, что в Невскую губу поступало большое количество легко окисляемой органики, т.к. не было северных очистных сооружений. В 2006–2007 гг. величина деструкции органического вещества не изменилась по сравнению с 2003–2004 гг., но сильно уменьшилась величина продукции, поэтому отношение Аинт/Д снова стало заметно меньше единицы.

Все выше сказанное позволяет сделать вывод, что трофность Невской губы в начале 2000-х гг. увеличилась по сравнению с 1980-ми в два раза. Однако в 2006 г. трофность этой части эстуария реки Невы опять упала до уровня 1980-х гг., вследствие активной искусственной ресуспензии донных осадков. Все это подтверждает уже высказанное ранее мнение, что для развития фитопланктона в Невской губе в роли основного лимитирующего фактора выступает глубина эфотной зоны и время пребывания воды, а не содержание биогенных элементов (Гутельмахер и др., 1987).

Внутренний эстуарий

Во внутреннем эстуарии резко замедляется скорость стокового течения по сравнению с Невской губой. В этой части эстуария наблюдаются по крайней мере два вида геохимических барьеров: непосредственно химический барьер, который возникает благодаря изменению физико-химических условий среды при смешении пресных вод приносимых р. Невой и соленых морских вод; а так же механический барьер, который возникает при смешении вод с различной скоростью течения. Химический барьер приводит в частности к увеличению коагуляции и соосаждению взвешенных частиц вследствие изменения окружающих физико-химических условий. А гидродинамический барьер или замедление скорости течения приводит к увеличению скорости осаждения взвешенных частиц. По данным Лехторанты с соавторами (Lehtoranta et al., 2004), именно во внутреннем эстуарии р. Невы наблюдается наибольшая скорость осадконакопления, обусловленная тем, что здесь оседают как илистые частицы, так и мелкий песок. А.П. Лисицыным (1988) для зон геохимических барьеров в эстуариях рек предложен термин — маргинальный фильтр.

В наших исследованиях 2003–2007 гг. наибольшая интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине $1.80 \text{ гС м}^{-3}\text{сутки}^{-1}$ была отмечена на станции 21 в вершине Финского залива в 2005 г., наименьшая Аопт — $0.20 \text{ гС м}^{-3}\text{сутки}^{-1}$ на станции 23 в 2003 г. Максимальная концентрация хлорофилла *a* (16.79 мг/м^3) наблю-

далась в 2006 г. на станции 26, минимальная (3.46 мг/м^3) — на станции 23 в 2003 г. По полученным величинам, эта часть эстуария, так же как и Невская губа, согласно классификации В.В. Бульона (1994), попадает в класс мезотрофно-эвтрофных водоемов.

В отдельные годы интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине и концентрация хлорофилла *a* имели близкие величины по всему внутреннему эстуарию. В 2003 г. Аопт и Хл *a* были достоверно ниже чем в 2004–2006 гг. (табл. 3.1.3, 3.1.4). В 2007 г. эти показатели резко снизились ниже величин отмечаемых в 2003 г. (табл. 3.1.3, 3.1.4).

Первичная продукция фитопланктона в 2003 г., как и Аопт и Хл *a*, была достоверно ниже, чем в 2004–2006 гг., причем этот показатель тоже не сильно отличался по всему внутреннему эстуарию. Наиболее высокая Аинт отмечалась в 2004 и 2005 г., в 2006 г. первичная продукция в столбе воды заметно снизилась. В 2007 г. Аинт уменьшилась более чем в пять раз по сравнению с 2004–2005 гг. (табл. 3.1.3).

Деструкция органического вещества для всего внутреннего эстуария в целом демонстрировала тенденцию к увеличению (табл. 3.1.3), однако достоверно отличаются между собой только величины 2003 и 2004–2007 гг. В курортной зоне деструкция органического вещества имела одинаковые величины в 2003 и 2006 г., а в 2004–2005 гг. этот показатель был достоверно выше. В центральной зоне минимальная величина деструкции органического вещества была получена в 2003 г. В 2004 г. этот показатель увеличился в два раза, затем в 2005 г. снизился в 1.5 раза. В 2006 г. величина деструкции органического вещества в центральной части внутреннего эстуария возросла по сравнению с 2005 г. в три раза, а по сравнению с 2003 г. — более чем в шесть раз.

Отношение Аинт/Д в среднем для всей акватории внутреннего эстуария в 2003 г. составляло 0.43, в 2004–2005 гг. оно увеличивалось до 0.75. Однако в 2006 г. отношение первичной продукции фитопланктона к деструкции органического вещества достоверно снизилось ниже уровня 2003 г. и не превышало 0.26, а в 2007 г. еще снизилось до 0.13. В курортной зоне Аинт/Д в среднем имело более близкие к единице значения, чем в центральной зоне. Так, в 2003 г. в курортной зоне отношение первичной продукции фитопланктона к деструкции органического вещества составляло 0.40, в 2004 г. это отношение увеличилось до единицы, т.е. продукционные и деструкционные процессы в этом году были полностью сбалансированы. В последующие годы это отношение последовательно снижалось и в 2006 г. составляло 0.44. В центральной зоне отношения Аинт/Д в 2003–2005 гг. достоверно не отличалось и в среднем за три года не превышало 0.54. Однако в 2007 г. оно снизилось до 0.13, что соответствует величине, полученной в 2006 г. в транзитной зоне Невской губы.

Глубина эвфотной зоны во внутреннем эстуарии последовательно уменьшалась. Если в 2003 г. прозрачность воды в целом для всей акватории в среднем равнялась 1.82 м, то в 2006 г. — 1.14 м, а в 2007 — 0.82 (табл. 3.1.3). Это снижение связано с увеличением концентрации взвешенных частиц в воде. Если рас-

Таблица 3.1.3

Прозрачность по диску Секки (Sec), интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине (Аопт), первичная продукция фитопланктона (Аинт), деструкция органического вещества (Д) во внутренней эстуарии в 2003–2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Sec, м	Аопт, гС м ⁻³ сут ⁻¹	Аинт, гС м ⁻² сут ⁻¹	Д, гС м ⁻² сут ⁻¹
Вся акватория				
2003	1.84 (±0.16)	0.35 (±0.03)	0.60 (±0.03)	1.52 (±0.14)
2004	1.80 (±0.12)	1.21 (±0.06)	2.16 (±0.1)	3.27 (±0.61)
2005	1.55 (±0.09)	1.32 (±0.15)	2.15 (±0.15)	2.85 (±0.34)
2006	1.14 (±0.22)	1.01 (±0.19)	1.12 (±0.21)	4.35 (±1.31)
2007	0.82 (±0.25)	0.43 (±0.06)	0.34 (±0.15)	2.68 (±1.91)
Курортная зона				
2003	1.58 (±0.18)	0.36 (±0.05)	0.57 (±0.11)	1.40 (±0.17)
2004	2.00 (±0.01)	1.15 (±0.11)	2.29 (±0.22)	2.27 (±0.25)
2005	1.68 (±0.10)	1.58 (±0.22)	2.67 (±0.57)	3.40 (±0.77)
2006	1.05 (±0.49)	0.90 (±0.25)	1.01 (±0.71)	2.16 (±1.15)
2007	0.35 (±0.07)	—	—	—
Центральная зона				
2003	2.03 (±0.40)	0.35 (±0.09)	0.62 (±0.05)	1.61 (±0.37)
2004	1.60 (±0.14)	1.28 (±0.08)	2.04 (±0.04)	4.28 (±0.59)
2005	1.50 (±0.28)	1.07 (±0.21)	1.63 (±0.63)	2.30 (±0.04)
2006	1.23 (±0.53)	1.13 (±0.54)	1.22 (±0.11)	6.53 (±0.20)
2007	1.13 (±0.43)	0.43 (±0.06)	0.34 (±0.15)	2.68 (±1.91)

смагивать отдельно органическую и минеральные фракции, то в 2003–2004 гг. взвешенное вещество примерно на 80% состояло из органической фракции, а в 2005–2006 гг. средняя доля ВО в общем взвешенном веществе снизилась до 30%, а в 2007 г. до 8%. Концентрация общего фосфора последовательно увеличивалась год от года за исследованный период. Причем в 2006 г. концентрация общего фосфора увеличилась почти в два раза (табл. 3.1.4), а в 2007 г. — в десять раз. Увеличение концентрации минеральной взвеси произошло из-за дноуглубительных и грунтонамывных работ в Невской губе, из которой Робщ вместе с невскими водами выносятся во внутренней эстуарий и там концентрируется.

А.П. Лисицин (1988), основываясь на данных исследования эстуариев рек гигантов (Амазонка, Нил, Ганг, Брахмапутра и т.д.), указывает, что основная масса взвешенных частиц, поступающих с водами этих рек в мировой океан, оседает в зоне геохимического барьера река-море. Термин геохимический барьер ввел А.И. Перельман (1966), который изучал миграцию химических элементов и дисперсных частиц в ландшафтах. Под геохимическим барьером он понимал место в ландшафте, где резко уменьшается интенсивность миграции элементов и частиц. Причиной

Таблица 3.1.4

Концентрация общего фосфора ($P_{\text{общ.}}$), хлорофилла *a* ($Xл a$), взвешенных органических (ВО) и минеральных (ВМ) частиц во внутреннем эстуарии в 2003–2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Робщ, мг м ⁻³	Хл <i>a</i> , мг м ⁻³	ВО, г м ⁻³	ВМ, г м ⁻³
Вся акватория				
2003	41.30 (±4.11)	5.81 (±0.96)	2.69 (±0.01)	0.48
2004	48.00 (±2.50)	11.45 (±1.05)	3.32 (±0.21)	1.08 (±0.33)
2005	49.33 (±7.07)	9.86 (±0.48)	1.43 (±0.06)	3.48 (±1.00)
2006	75.00 (±15.00)	10.00 (±2.40)	1.40 (±0.11)	6.46 (±3.62)
2007	492.15 (±74.31)	6.32 (±0.25)	2.70 (±0.83)	30.59 (±10.06)
Курортная зона				
2003	48.67 (±11.65)	7.99 (±0.43)	2.69 (±0.01)	0.48
2004	50.00 (±0.00)	10.84 (±0.39)	2.85 (±0.38)	1.22 (±0.23)
2005	57.00 (±17.00)	10.14 (±0.33)	2.69 (±0.10)	1.52 (±0.78)
2006	80.00 (±50.91)	7.43 (±2.69)	2.41 (±0.01)	7.94 (±4.51)
2007	300.87 (±102.98)	6.02 (±0.01)	3.32 (±0.01)	54.19 (±21.70)
Центральная зона				
2003	36.00 (±7.83)	5.64 (±0.99)	–	–
2004	45.00 (±7.07)	12.07 (±3.39)	3.79 (±0.44)	0.95 (±1.09)
2005	43.00 (±12.73)	10.69 (±1.94)	3.02 (±0.41)	2.60 (±0.01)
2006	70.00 (±2.83)	12.56 (±5.98)	2.99 (±0.43)	2.29 (±0.02)
2007	619.68 (±34.85)	6.96 (±0.97)	2.44 (±1.65)	14.86 (±6.77)

изменения поведения химических элементов и дисперсных частиц внутри геохимического барьера является резкая смена условий внешней среды (рН, Eh, концентрации различных солей, изменение скорости потока и т.д.). Перельман (1966) впервые разработал классификацию геохимических барьеров разделив их на три большие группы.

1. Механические барьеры. Возникают на участках резкого изменения скорости движения поверхностных вод или ветра.

2. Физико-химические барьеры. Возникают в результате изменения химических условий (изменение рН, концентрации различных солей, окислительно-восстановительных условий).

3. Биологические барьеры. Возникают в местах накопления химических элементов за счет жизнедеятельности организмов.

Позднее при изучении круговорота химических элементов и взвешенных частиц в мировом океане А.П. Лисицин (1988) отметил, что в зонах смешения пресных и морских вод оседает основная масса минеральной и органической взвеси. Кроме этого меняется форма миграции химических элементов. В речных водах основная масса химических элементов мигрирует во взвешенном виде, тогда как в мировом океане в растворенной форме (Гордеев, Лисицин, 1978). Он назвал эти зоны «мар-

гинальными фильтрами» и предположил, что они должны характеризоваться повышенной биологической продуктивностью. В дальнейшем Е.М. Емельянов (1998) основываясь на своих данных и детально разработав идеи Перельмана и Лисицина предложил свою классификацию геохимических барьеров в морских и океанических водах, также указывая, ссылаясь на А.П. Лисицина, что эти зоны должны характеризоваться повышенной биологической продуктивностью. Один из таких геохимических барьеров по классификации, предложенной Е.М. Емельяновым, «река-море» как раз наблюдается во внутренней части эстуария р. Невы.

Наличие геохимического барьера в этой зоне эстуария р. Невы подтверждается нашими данными по изменению солёности и концентрации минеральной взвеси в столбе воды. Для примера можно проследить изменение концентрации минеральной и органической взвеси от устья р. Невы до о. Гогланд в 2006 г. (рис. 3.1.5). Видно, что до станции 26, находящейся во внутренней эстуарии концентрация минеральной взвеси выше, чем органической, а после картина диаметрально противоположная. Однако, интересно, что мористее преобладание органической фракции над минеральной в составе общей взвеси вызвано не увеличением концентрации органической фракции, а резким уменьшением минеральной. Концентрация органической взвеси на всем протяжении эстуария р. Невы остается практически без изменений, тогда как А.П. Лисицин (1988) пишет, что в зоне геохимического барьера оседает основная масса как минеральной так и органической взвеси. Возможно, что качественный состав органической взвеси до и после геохимического барьера различен. Данный вопрос требует специальных исследований. По нашим данным, во внутренней части эстуария р. Невы оседает большая часть минеральной взвеси поступающей с Невскими водами в восточную часть Финского залива. Аналогичные результаты были получены финскими исследователями, в эстуарии р. Невы в 1990-х гг. (Lehtoranta et al., 2004). Кроме того, сходное поведение взвешенных частиц в зоне геохимического барьера описано С.Б. Тамбиевым (1984) в Рижском заливе в месте впадения р. Даугавы.

Предполагается, что зона геохимического барьера должна характеризоваться повышенной биологической продуктивностью. На рис. 3.1.6 можно проследить пространственное изменение концентрации Хл а и Аопт вдоль градиента солёности от устья р. Невы до о. Гогланд. Видно, что максимальные значения этих показателей наблюдались именно в этой части эстуария р. Невы. Полученные данные подтверждают предположение А.П. Лисицина (1988), о том, что именно эти зоны характеризуются повышенной продуктивностью, по крайней мере, фитопланктона. Повышение первичной продукции в зоне геохимического барьера было отмечено Л.Л. Деминой и В.Е. Артемьевым (1984) в устье реки Даугавы, и С.М. Голубковым с коллегами (Golubkov et al., 2000) в эстуарии реки Волги.

В отличие от Невской губы внутренней эстуарий по исследованным нами показателям не так явно дифференцируется на отдельные зоны. Поэтому для сравнения полученных данных с данными более ранних исследований использовались средние величины для всего внутреннего эстуария, рассчитанные по всем стан-

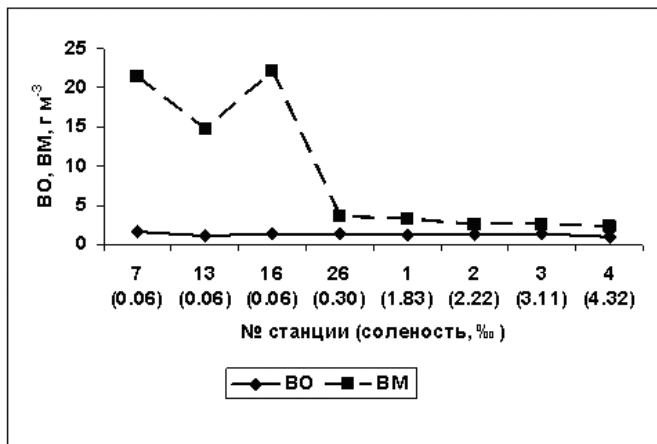


Рис. 3.1.5. Изменение концентрации общей взвеси, органической взвеси и изменение доли органической взвеси в составе общей взвеси в эстуарии реки Невы в 2006 г.

Станции 7, 13, 16 — транзитная зона Невской губы; 26 — внутренний эстуарий центр; 1, 2, 3 — внешний эстуарий центр; 4 — открытая часть финского залива центр рядом с о. Гогланд.

циям, которые были обследованы разными исследователями в конце июля — начале августа. На рис. 3.1.7 представлены данные по концентрации хлорофилла *a* (рис. 3.1.7А) и интенсивности фотосинтеза на оптимальной глубине (рис. 3.1.7Б) во внутреннем эстуарии за несколько лет в конце XX — начале XXI в. Видно, что величина фотосинтеза на оптимальной глубине в 1985 и 1987 г. в среднем была в два три раза ниже, чем в конце 1990-х — начале 2000-х гг. Такая же картина наблюдалась и в отношении концентрации хлорофилла *a*.

Величина первичной продукции в столбе воды (рис. 3.1.7В) в 1985 и 1987 г. была более чем в три раза ниже чем в самом начале 2000-х гг. Деструкция органического вещества в столбе воды во внутреннем эстуарии (рис. 3.1.7Г) за последние двадцать лет не изменилась, величины зафиксированные в 1985 и 1987 г. достоверно не отличались от величин, которые были в начале 2000-х гг. Однако так как величина первичной продукции выросла в последние годы, то изменилось соотношение Аинт/Д. В начале двухтысячных годов по нашим данным продукционные и деструкционные процессы были более сбалансированы по сравнению с 1980-ми гг. (рис. 3.1.7Д), исключение — 2006–2007 гг., когда отношение Аинт/Д опять снизилось до уровня 1980-х гг.

Причиной увеличения первичной продукции в начале 2000-х гг. могло быть увеличение прозрачности воды (рис. 3.1.8А). По сравнению с 1985 и 1987 г., в начале 2000-х прозрачность воды увеличилась в два раза, но возобновившиеся в последние годы инженерные работы в Невской губе, которые привели к увеличению взвешенных частиц в столбе воды (рис. 3.1.8Б), снова привели к тому, что в 2006 г. прозрачность воды снизилась до уровня 1980-х гг. (рис. 3.1.8А). Кро-

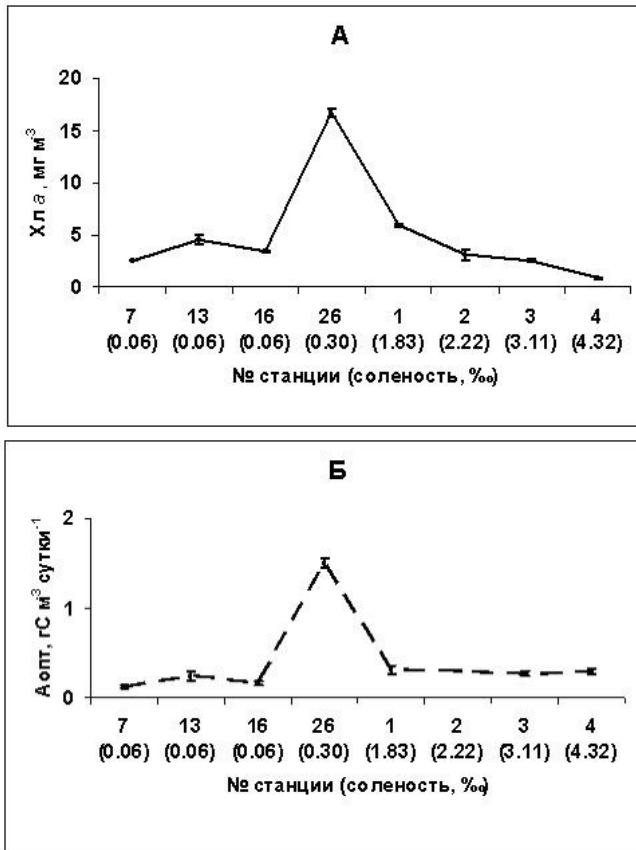


Рис. 3.1.6. Изменение концентрации хлорофилла *a* (А) и фотосинтеза на оптимально глубине (Б) в эстуарии реки Невы в 2006 г.

Станции 7, 13, 16 — транзитная зона Невской губы; 26 — внутренний эстуарий центр; 1, 2, 3 — внешний эстуарий центр; 4 — открытая часть финского залива центр рядом с о. Гогланд.

ме этого межгодовые колебания трофического статуса внутреннего эстуария могли быть связаны со стоком р. Невы, о чем свидетельствует взаимосвязь между концентрацией хлорофилла *a* и расходом воды р. Невы (рис. 3.1.9). Причем в отличие от Невской губы увеличение стока р. Невы приводит во внутреннем эстуарии к увеличению первичной продукции. Это возникает из-за того, что именно в этой части эстуария, из-за специфических физико-химических условий, концентрируются все вещества (в том числе биогены), поступающие с водами р. Невы и из Невской губы.

Таким образом, можно заключить, что именно эта часть эстуария р. Невы наиболее уязвима для процесса эвтрофикации.

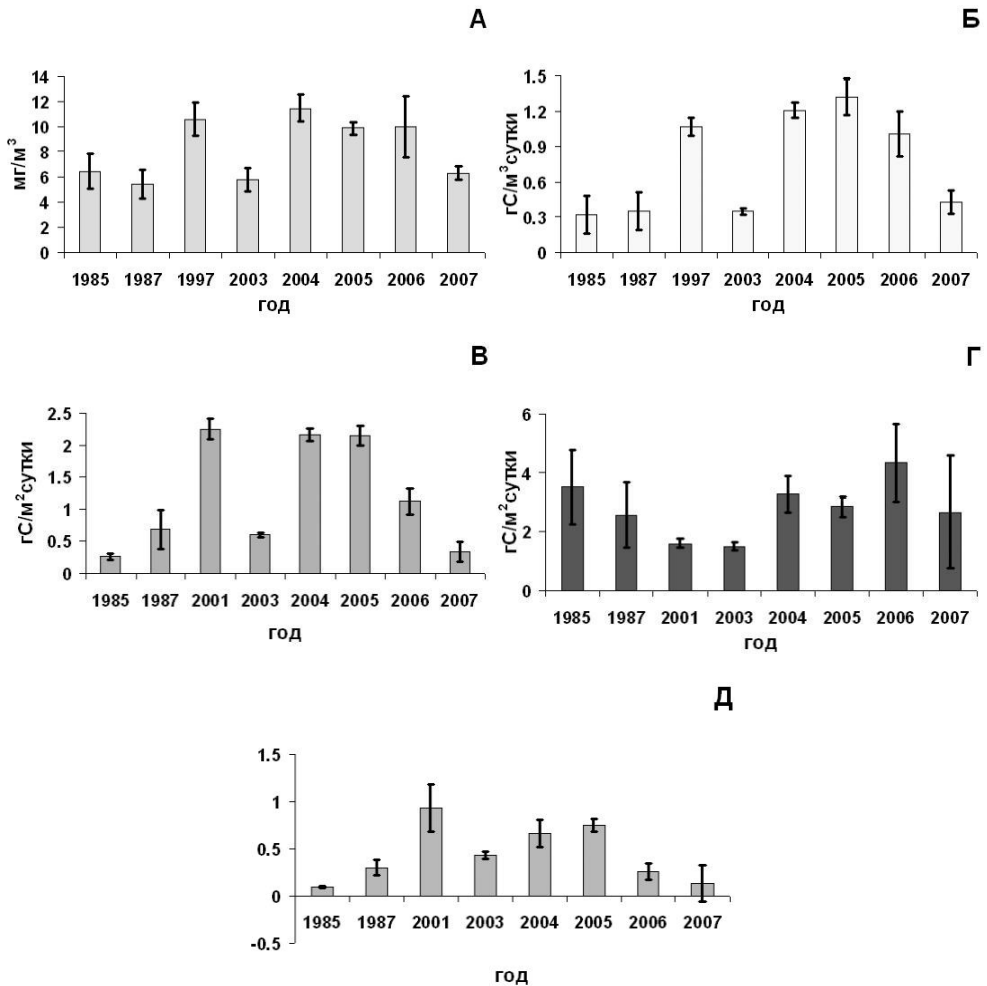


Рис. 3.1.7. Концентрация хлорофилла *a* (А), интенсивность фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине (Б), первичная продукция фитопланктона (В), деструкция органического вещества (Г) и отношение первичной продукции к деструкции органического вещества (Aint/D) (Д) во внутреннем эстуарии р. Невы в конце июля — начале августа в 1980–2000-х гг. (по данным: Басова, 1986, 1988; Мониторинг, 1997; Golubkov et al., 2003 и собственным материалам).

Внешний эстуарий

Наибольшая интенсивность фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине ($1.31 \text{ гС м}^{-3} \text{ сутки}^{-1}$) была отмечена на станции GF-5 в Лужской губе в 2004 г.,

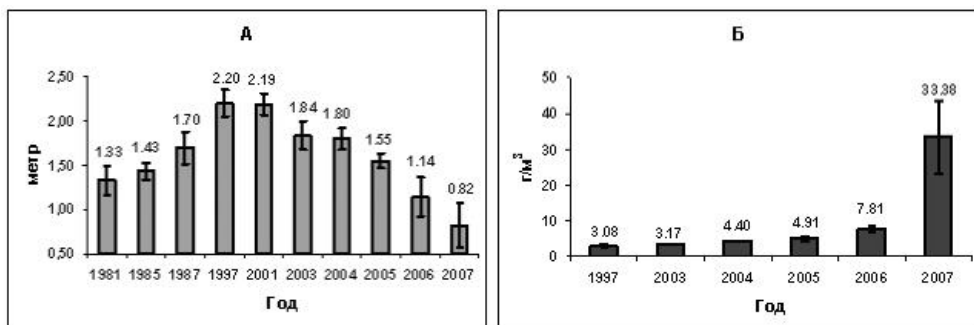


Рис. 3.1.8. А — прозрачность воды (Sec); Б — концентрация общей взвеси (СВ) во внутреннем эстуарии р. Невы в конце июля – начале августа в различные годы (по данным: Басова, 1982, 1986, 1988; Мониторинг, 1997; Golubkov et. al., 2003 и собственным материалам).

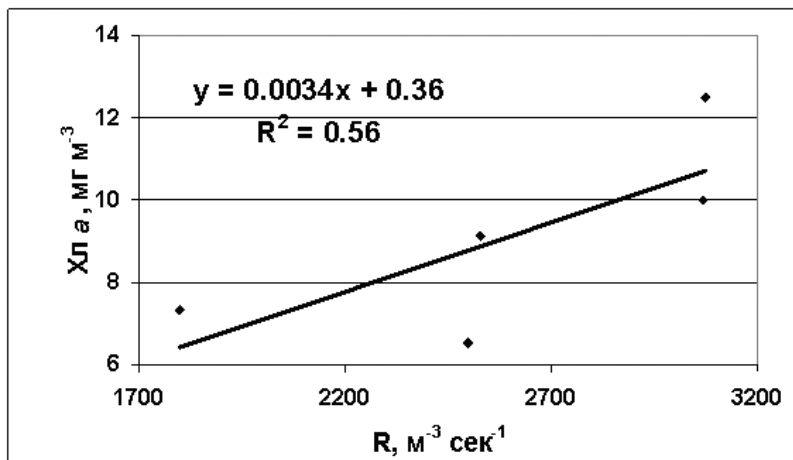


Рис. 3.1.9. Зависимость между концентрацией хлорофилла *a* (Хл *a*) во внутреннем эстуарии и расходом воды р. Невы (*R*) в различные годы.

наименьшая ($0.13 \text{ гС м}^{-3} \text{ сутк}^{-1}$) на станции ФЗ-17 в юго-западной части внешнего эстуария в 2003 г. Концентрация хлорофилла *a* была наибольшей (8.89 мг м^{-3}) на станции GF-5 в Лужской губе в 2006 г., наименьшей — (0.70 мг м^{-3}) на станции SL-2 в центральной части внешнего эстуария в 2003 г. Таким образом, за период исследования трофический статус этой части эстуария р. Невы на отдельных станциях колебался в широких пределах: от олиготрофного до эвтрофного.

Наименьшая средняя для всего эстуария Аопт была в 2003 г., а максимальная — в 2004. После 2004 г. интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине в 2005–2007 гг. снижалась. В 2006–2007 гг. она была достоверно ниже, чем в

2004–2005 гг. (табл. 3.1.5). Концентрация хлорофилла *a* в 2003 г., так же как и Аопт была достоверно ниже, чем в последующие годы исследования. Величина первичной продукции в столбе воды имела наименьшее значение в 2003 г., а максимальное в 2004. В последующие годы первичная продукция была достоверно ниже величины, полученной в 2004 г., но выше величины 2003 г. Деструкция органического вещества, как и Аопт и Аинт, была наименьшей в 2003 г. В 2004–2006 гг. она была примерно на одном уровне.

Низкие величины продукции и деструкции в 2003 г. могли быть связаны с тем, что в южной части внешнего эстуария в июле 2003 г. наблюдался сильный апвеллинг холодных глубинных вод. Температура воды на поверхности в этой части эстуария не превышала 13–18 °С, при температуре воздуха больше 30 °С. Такая аномально низкая температура воды могла быть причиной слабого развития водорослей, о чем можно косвенно судить по высокой прозрачности воды (табл. 3.1.5) и низкой концентрации взвешенного органического вещества (табл. 3.1.6) в этой части эстуария р. Невы в 2003 г.

Пик первичной продукции в 2004 г. мог быть следствием большого затока Североморских вод в Балтийское море в 2003 г. Балтийское море находится в гумидной климатической зоне, в среднем со стоком рек в Балтику за год поступает 428 км³ пресной воды, с осадками 237 км³, а испарение составляет только 184 км³, поэтому ежегодно в Северное море из Балтики поступает 481 км³ опресненной воды (HELCOM, 1986). Время от времени по различным причинам (уменьшение количества осадков, увеличение испарения, уменьшение стока рек и т.д.) этот баланс нарушается, и происходят затоки Североморских вод в Балтику. В ходе этих заток в Балтийское море, как правило, поступает 10–20 км³ воды, которые смешиваются с водами Балтийского моря и не оказывают на него заметного влияния. Однако периодически происходят очень сильные затоки североморских вод (100–250 км³), в результате которых более соленые североморские воды с большим удельным весом опускаются вниз и протекают по дну вглубь Балтийского моря, затекают в Арконскую и Борнхольмские впадины, а при особенно сильных

Таблица 3.1.5

Прозрачность по диску Секки (Sec), интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине (Аопт), первичная продукция фитопланктона (Аинт), деструкция органического вещества (Д) во внешнем эстуарии в 2003–2007 гг.
В скобках — ошибки среднего

Годы	Sec, м	Аопт, гС м ⁻³ сут ⁻¹	Аинт, гС м ⁻² сут ⁻¹	Д, гС м ⁻² сут ⁻¹
2003	3.07 (±0.17)	0.18 (±0.03)	0.50 (±0.06)	2.46 (±0.58)
2004	2.30 (±0.09)	0.77 (±0.08)	1.73 (±0.14)	6.26 (±0.89)
2005	2.13 (±0.07)	0.63 (±0.05)	1.36 (±0.12)	5.88 (±1.38)
2006	2.56 (±0.20)	0.37 (±0.04)	0.89 (±0.08)	6.86 (±0.60)
2007	2.46 (±0.16)	0.38 (±0.02)	0.83 (±0.13)	5.94 (±1.25)

Таблица 3.1.6

Концентрация общего фосфора ($P_{\text{общ.}}$), хлорофилла *a* (Хл *a*), взвешенных органических (ВО) и минеральных (ВМ) частиц во внешнем эстуарии в 2003–2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Робщ, мг/м ³	Хл <i>a</i> , мг/м ³	ВО, г/м ³	ВМ, г/м ³
2003	31.84 (±2.75)	1.52 (±0.32)	1.65 (±0.08)	1.05 (±0.14)
2004	29.13 (±3.24)	4.16 (±0.42)	2.55 (±0.11)	0.89 (±0.01)
2005	23.75 (±2.23)	6.46 (±0.40)	2.18 (±0.07)	1.13 (±0.34)
2006	41.00 (±4.71)	4.40 (±0.61)	2.58 (±0.11)	1.93 (±0.34)
2007	–	3.44 (±0.48)	2.33 (±0.07)	5.61 (±0.67)

затоках переливаются через Слупский желоб и попадают в Готландскую впадину. Заполняя глубоководные впадины в центральной Балтике североморские воды обновляют (азрируют, повышают соленость и т.д.) структуру вод, которые находились в этих впадинах и долгое время не перемешивались (Matthäus, Schinke, 1999). Вода в глубоководных впадинах обеднена кислородом и насыщена сероводородом, при поступлении более соленых североморских вод менее соленая вода «выталкивается» из впадин и начинает проникать дальше в глубь Балтийского моря, достигая даже мелководные районы Финского залива.

По данным российского государственного гидрометеорологического университета (РГГМУ) в январе – апреле 2003 г. в Балтийское море произошел заток, который по различным классификациям оценивается выше среднего уровня. Это было зафиксировано по изменению солености и концентрации кислорода в придонном слое воды в восточной части Финского залива (Аверкиев и др., 2004). Результатом проникновения бедных кислородом глубинных вод в мелководный район Финского залива, по-видимому, было увеличение выделения фосфора из донных отложений. Довольно подробно механизм выделения фосфора из донных отложений в условиях дефицита кислорода и влияние дополнительно поступившего фосфора из донных отложений на фитопланктон и фитобентос описан Розаном (Rozan et al., 2002) и Питканенем (Pitkänen et al., 2003). Выделившийся из донных отложений фосфор находится в придонном слое воды ниже галоклина, который не перемешивается, поэтому дополнительный фосфор не поступает в толщу воды. Однако во время сильных штормов, которые характерны для Финского залива непосредственно до и после периода зимней стагнации, придонный слой может быть перемешан и дополнительное количество фосфора может поступать в толщу воды. Возможно это и было причиной массового развития фитопланктона в мелководной части Финского залива в 2004 г.

И.С. Шпаер (1988) сделала вывод, что увеличение содержания фосфатов в поверхностных слоях Финского залива обусловлено не только увеличением антропогенной нагрузки на акваторию, но и поступлением фосфатов из придонных горизонтов, которое, по ее мнению, связано с изменением режима солености глубинных вод. В более поздней работе Н.И. Силиной (1997) при анализе изменения

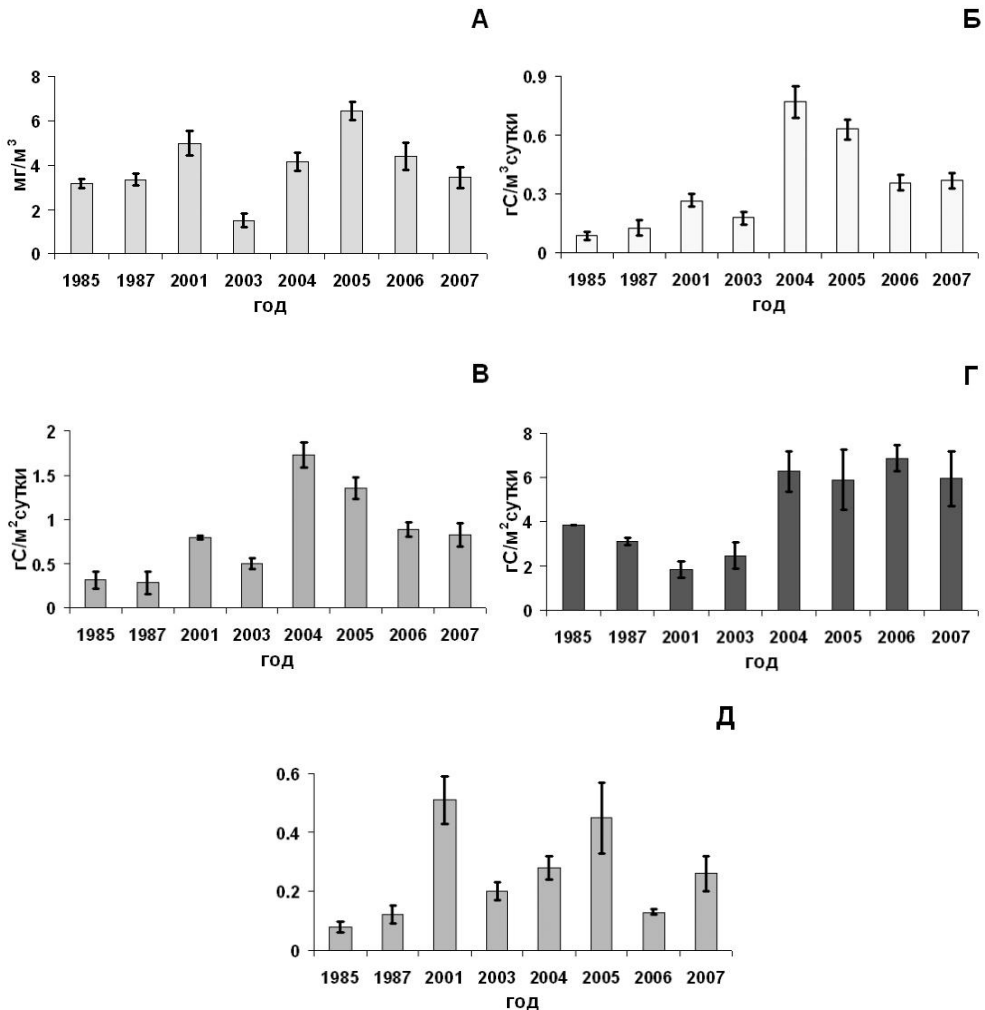


Рис. 3.1.10. Концентрация хлорофилла *a* (А), интенсивность фотосинтеза фитопланктона на оптимальной глубине (Б), первичная продукция фитопланктона (В), деструкция органического вещества (Г) и отношение первичной продукции к деструкции органического вещества (Aint/D) (Д) во внешнем эстуарии р. Невы в конце июля начале августа в 1980–2000-х гг. (по данным: Басова, 1986, 1988; Golubkov et al., 2003 и собственным материалам).

величины первичной продукции фитопланктона и концентрации хлорофилла *a* во времени в акватории Финского залива отмечалось, что в те же годы, когда Шпарер с соавторами проводили свои исследования, наблюдалась тенденция возрастания амплитуды сезонных колебаний содержания биомассы фитопланктона и кон-

центрации хлорофилла *a*. Н.И. Силина указывает на возможную связь динамики изменения исследованных ей показателей с процессами, о которых пишет И.С. Шпаер.

Гипотеза о связи массового развития водорослей с динамикой глубоководных вод обсуждается в международной научной литературе довольно давно. Так заток богатых биогенами вод Гольфстрима в зону Флоридского шельфа вызывает там массовое цветение фитопланктона (Atkinson et al., 1978). Сходный механизм влияния затоков из Северного моря в Балтийское на цветение фитопланктона недавно описан датскими исследователями (Lund-Hansen, Vang, 2004), которые исследовали влияние затоков из Северного моря в пролив Little Belt и возникающих там апвеллингов, на осеннее цветение диатомовых водорослей.

Сравнение наших результатов с более ранними данными (рис. 3.1.10), показало, что интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине в 1985 и 1987 г. во внешнем эстуарии была в несколько раз ниже, чем в начале двухтысячных годов (рис. 3.1.10Б). При этом концентрация хлорофилла *a* не сильно различалась в течение последних двадцати лет (рис. 3.1.10А). Следовательно, изменение концентрации интенсивности фотосинтеза на оптимальной глубине возможно связано с изменением состава сообщества фитопланктона, например, изменение преобладающей размерной фракции.

Величины первичной продукции во внешнем эстуарии в начале 2000-х гг. и в 1980-х гг. (рис. 3.1.10В) демонстрируют, что продукция в последнее время увеличилась как минимум в два раза, по сравнению с 1980-ми гг. Если сравнить 1980-е гг. с 2004 г., то первичная продукция увеличилась более чем в пять раз. Такое сильное увеличение трофического статуса водоема может быть вызвано увеличением антропогенной нагрузки, неблагоприятный эффект от которой был усилен затоком североморских вод в Балтийское море. Увеличилось отношение первичной продукции к деструкции органического вещества планктона. Все это свидетельствует о продолжающемся процессе эвтрофирования вод этой части эстуария, которое может быть вызвано как антропогенными, так и естественными причинами.

Выборгский залив

Данные по первичной продукции фитопланктона и концентрации хлорофилла *a* (табл. 3.1.7, 3.1.8) позволяют охарактеризовать Выборгский залив как эвтрофный — гиперэвтрофный водоем. Для этого мелководного залива характерны средние концентрации общего фосфора (табл. 3.1.8), сравнимые по величине с концентрациями отмечаемыми в Невской губе (табл. 3.1.2) и внутреннем эстуарии (табл. 3.1.4).

Концентрация минеральной взвеси в конце июля – начале августа в исследованные годы была близка к 7 г м^{-3} , а органической колебалась от 2.5 до 4 г м^{-3} (табл. 3.1.8). Таким образом, общее взвешенное вещество за годы настоящего исследования состояло на 30–50% из органической фракции.

Таблица 3.1.7

Прозрачность по диску Секки (Sec), интенсивность фотосинтеза на оптимальной глубине (Аопг), первичная продукция фитопланктона (Аинт), деструкция органического вещества (Д) в Выборгском заливе в 2004–2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Sec, м	Аопг, гС м ⁻³ сут ⁻¹	Аинт, гС м ⁻² сут ⁻¹	Д, гС м ⁻² сут ⁻¹
2004	0.83 (±0.11)	2.20 (±0.64)	1.80 (±0.28)	3.63 (±0.99)
2005	0.90 (±0.00)	2.62 (±0.35)	2.37 (±0.32)	1.58 (±0.11)
2006	0.70 (±0.14)	1.89 (±0.51)	1.29 (±0.09)	2.68 (±1.82)
2007	0.85 (±0.07)	2.02 (±0.69)	1.68 (±0.49)	2.35 (±0.66)

Таблица 3.1.8

Концентрация общего фосфора (P_{общ.}), хлорофилла *a* (Хл *a*), взвешенных органических (ВО) и минеральных (ВМ) частиц в Выборгском заливе в 2004–2007 гг. В скобках — ошибки среднего

Годы	Робщ, мг/м ³	Хл <i>a</i> , мг/м ³	ВО, г/м ³	ВМ, г/м ³
2004	73.50 (±19.09)	18.01 (±3.00)	2.67 (±0.23)	7.09 (±0.94)
2005	66.00 (±2.83)	32.03 (±5.09)	2.34 (±0.16)	7.93 (±0.92)
2006	49.00 (±43.84)	45.23 (±11.88)	4.00 (±0.87)	7.56 (±3.54)
2007	–	27.82 (±1.04)	5.81 (±0.74)	9.86 (±0.34)

Выявить какую-либо тенденцию по данным четырех летнего мониторинга Выборгского залива не представляется возможным. Однако если сравнить концентрацию хлорофилла *a* в начале 2000-х гг. с данными 1998 г. (рис. 3.1.11), то видно, что количественно хлорофилл с 1998 г. к 2006 увеличился более чем в четыре раза. Можно предположить, что такое активное развитие процесса эвтрофикации, связано с активным строительством новых портовых территорий и увеличению транспортной нагрузки на акваторию этого мелководного залива с ограниченным водообменном.

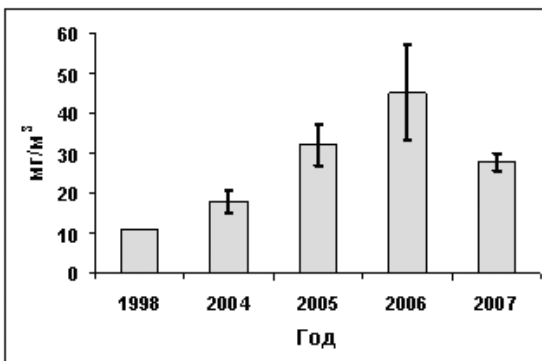


Рис. 3.1.11. Концентрация хлорофилла *a* (Хл. *a*) в Выборгском заливе в 1998 г. и начале 2000-х гг. (по Терешенкова, 2006 и собственным данным).

Заключение

Проведенные исследования показали, что изменение величины первичной продукции в различных частях эстуария р. Невы тесно связано не только с трофическими взаимодействиями внутри экосистемы, но и со сложной геоморфологической структурой эстуария, наличием геохимических барьеров и динамикой глубоких вод. Большое влияние на первичную продукцию планктона оказывают процессы седиментации и ресуспензии взвешенных веществ, а так же их трансформации на границе дно-вода. Кроме прямого воздействия эти процессы в совокупности с движением водных масс, определяемыми региональными колебаниями погодных условий, влияют на автотрофные организмы опосредованно через вертикальные потоки биогенных элементов. В то же время значительное влияние на трофический статус вод Невского эстуария оказывает усиление в последнее время антропогенных факторов, связанное с экономическим развитием региона. Результатом действия как природных, так и антропогенных факторов является заметное увеличение за последние два десятилетия первичной продукции планктона практически во всех частях эстуария р. Невы. Особенно уязвимым для процесса эвтрофикации является внутренний эстуарий из-за специфических физико-химических условий, создающихся в этой части эстуария р. Невы.

3.2. ПРОБЛЕМЫ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

Прибрежье любого эстуария — это зона контакта между водными и наземными экосистемами, на которую оказывают огромное влияние судоходство (порты), сброс сточных вод, рекреация и т.д. Прибрежная зона эстуария р. Невы представляет собой каменисто-песчаную литораль, где проективное покрытие твердыми субстратами составляет от 10 до 100% поверхности. Постепенный свал глубин, обширная площадь быстро прогреваемых мелководий, хорошие световые условия, а также большое обилие мелких впадающих водотоков создают в этой зоне благоприятные условия для развития водных растений. С середины прошлого века в Невской губе формируются сплошные массивы зарослей водных растений, распространяющиеся до 700–800 м вглубь от береговой линии. В таких массивах доминируют ассоциации тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud (66%) и камыша *Scirpus lacustris* L. (31%), вкладывающих основную долю в продукцию органического вещества. В среднем продуктивность макрофитов, покрывающих не более 2% общей площади Невской губы составляет 2.35 кг органического вещества на 1 м² за период вегетации (Жакова, 2004).

На участках открытого мелководья в массе развиваются нитчатые водоросли *Cladophora glomerata* (L.) Kutz., *Ulva intestinalis* L., *Pilayella* sp., *Ectocarpus* sp., биомасса которых может достигать 350–1500 г сырой массы на 1 м². Продукция нитчатых водорослей (*C. glomerata*) в восточной части Финского залива составляет 7 г С/м²/сут, или 800–900 г С/м² за период вегетации (Berezina et al., 2005). Эта величина примерно в 2 раза превышает продукцию фитопланктона в открытой части эстуария (Golubkov et al., 2003a, б) и сходна с продукцией фитобентоса других частей Балтийского моря и скалистого побережья Атлантики (Bird, Venson, 1987; Vokn et al., 2002).

Из-за возросшего поступления биогенов со стоком р. Невы, в эстуарии происходит интенсивное эвтрофирование, вызывающее во многих случаях мощное вторичное загрязнение прибрежья (разложение органического вещества, образовавшегося в результате процесса эвтрофикации) (Golubkov et al., 2003b). По санитарно-гигиеническим критериям, наиболее эвтрофными районами акватории эстуария р. Невы, признаны участки южного побережья от г. Петродворца до г. Ломоносова и северного побережья от г. Сестрорецка до г. Зеленогорска (Интегрированное управление..., 2001). Основным источником вторичного загрязнения на этих участках являются нитчатые водоросли *C. glomerata* (Никулина, Губелит, 2007).

Впервые анализ качества воды по составу планктонных водорослей и бактериопланктона в Невской губе был проведен С.М. Вислоухом в 1911–1912 гг. (Вислоух, 1913). В этот период на побережье было отмечено наличие зеленых нитча-

ток. Ухудшение качества воды было выявлено в 1956–1958 гг. Санитарное состояние р. Невы и Невской губы было охарактеризовано как олиго-бета-мезосапробное (Гусев и др., 1968). Затем появилось значительное количество работ, посвященных экологическим проблемам прибрежной зоны восточной части Финского залива (Гутельмахер и др., 1987; Голубков и др., 2003; Голубков и др., 2005). В них подчеркивалось, что проблема эвтрофирования прибрежных вод эстуария р. Невы с каждым годом становится все актуальнее.

Массовое развитие нитчатых водорослей и эвтрофирование прибрежной зоны характерно также для эстонского и финского побережий Финского залива. Состав сообществ нитчатых водорослей, микроскопических фитообработелей, а также их значение, как индикаторов качества воды впервые изучил Л.М. Зауер в Пярнуском заливе (Зауер, 1960). Во многих работах были приведены сведения о составе, продуктивности и распределении фитобентоса в разных частях побережья Финского залива (Кукк, Кукк, 1976; Кукк, 1980; Kukk, Viitasalo, 1993; Hallfors, 1975; Salovius, Bonsdorff, 2004; Никулина, Губелит, 2007; Bäck et al., 2001; Gubelit, 2007). Проблема эвтрофирования прибрежной зоны эстуария р. Невы за счет развития кладофоры и других нитчаток широко обсуждалась в ряде публикаций последних лет (Bäck et al., 2001; Голубков и др., 2003; Голубков и др., 2005; Никулина, Губелит, 2007). Показано, что с середины лета и до конца сентября происходит массовое отмирание зеленых нитчаток, что усиливает эвтрофирование прибрежных вод Финского залива (Salovius, Bonsdorff, 2004; Salovius, Kraufvelin, 2004).

В период с 2002 по 2006 г. мы исследовали развитие нитчатых водорослей *C. glomerata* в прибрежье эстуария р. Невы и их вклад в общий процесс эвтрофирования экосистемы. Ежегодно в июле проводились объезды по северному берегу от Ольгино до г. Приморска, и по южному — от г. Петродворца до пос. Ручьи в Лужской губе (ст. 1–12, см. Материалы и методы, рис. 2). Сезонные наблюдения за биомассой *C. glomerata* и эксперименты по определению первичной продукции с 2003 по 2006 г. проводились в районе города Зеленогорска (ст. 4) на глубине 0.5 м. Кроме того, в 2003 г. изучалась сезонная динамика фитопланктона и микроскопических водорослей перифитона в прибрежной зоне эстуария реки Невы в 2003 г. В период разложения нитчаток проводилась оценка биомассы плавающих водорослей на глубине 0.5 м (ст. 1).

Динамика биомассы прибрежного фитопланктона на глубине 0.5 м в течение вегетационного сезона характеризовалось двухвершинной кривой (рис. 3.2.1). Первый пик наблюдался в середине мая, когда биомасса достигла 4.4 г, второй — в середине июня при биомассе 2 г. Средняя биомасса фитопланктона за сезон составила 1.14 ± 0.44 г/м².

Биомасса микроперифитона также достигала наибольших значений дважды — в середине июня на молодой кладофоре (17 г) и в середине июля (около 10 г/м² площади дна, рис. 3.2.1). Наиболее характерные и доминирующие виды-индикаторы в планктоне и перифитоне, приведены в табл. 3.2.1. По отношению к орга-

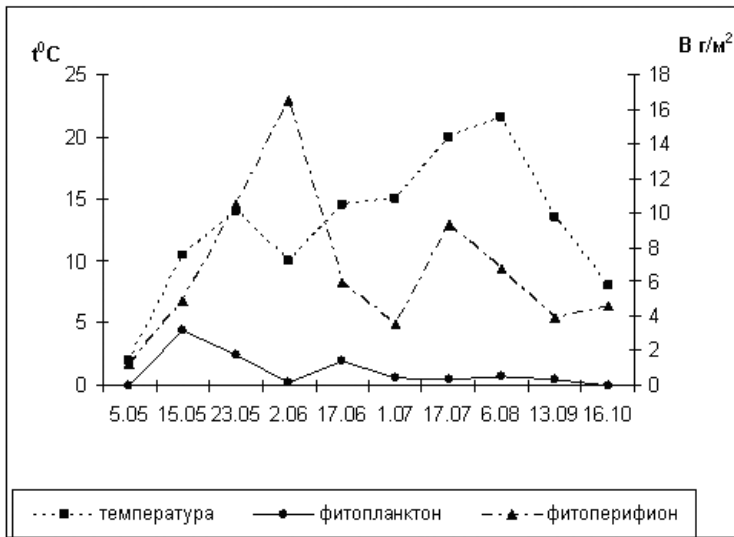


Рис. 3.2.1. Биомасса прибрежного фитопланктона и фитоперифитона в 2003 г. на глубине 0.5 м.

ническому загрязнению большая часть видов водорослей являются бета-мезосапробами, что характеризует прибрежную зону эстуария как умеренно загрязненную.

Нитчатые водоросли *C. glomerata* появлялись на камнях в начале мая, их интенсивное развитие начиналось во второй половине мая при температуре воды свыше 10 °C (рис. 3.2.2) Первый пик биомассы кладофоры наблюдался в середине июля, второй — в середине сентября (рис. 2.2.2, раздел 2.2). Во второй половине лета 2003 г. биомасса водорослей достигала очень высоких величин: 450 г сухой массы на 1 м² субстрата (рис. 3.2.2). Проективное покрытие твердых субстратов пригодных для развития нитчатых водорослей составляет в этом районе около 90%. Таким образом, биомасса кладофоры достигала около 400 г сухой массы/м² или 2 кг сырой массы на 1 м² дна (Никулина, Губелит, 2007). По литературным данным, подобные значения биомассы наблюдались в северной Балтике только рядом с фермами по разведению рыб и достигали 460 г сухой массы/м², в то же время максимальная биомасса кладофоры в районе Аландских островов и Ботнического залива не превышала 275 г сухой массы/м² (Salovius, Kraufvelin, 2004).

За весь период исследований (2002–2006 гг.) наибольшая среднесезонная биомасса *C. glomerata* наблюдалась в 2003 г. и составила 228.5 ± 50 г сухой массы на м² площади дна (около 1 кг сырой массы на м²). За период с 2003 по 2006 г. средняя за сезон биомасса составила 109.3 ± 36 г сухой массы на м² площади дна или около 0.5 кг сырой массы на м², что почти в два раза больше таковой в северной Балтике (68 ± 7 г сухой массы на м²) (Salovius, Kraufvelin, 2004).

Таблица 3.2.1.

Видовой состав доминирующих водорослей-показателей сапробности
в прибрежье эстуария р. Невы на ст. 4

Виды водорослей	Планктон	Перифитон	Сапробность
Цианопхита			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	+		β-α
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West	+		β-α
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nag.	+		β-о
<i>Gloeocapsa minuta</i> (Kütz.) Hollerb.	+	+	о
<i>Microcystis pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	+	+	β
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	+	+	β-α
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagn. & Komarek	+		β
<i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Komarek et Hindak	+		о-β
Бацилариопхита			
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Breb.) Grun.		+	х-β
<i>Aulacosira islandica</i> (O. Muller) Simonsen	+	+	о-β
<i>C. ventricosa</i> Kütz.		+	β-α
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	+	+	β-о
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) D.T. var. <i>saxonica</i> (Rabenh.) D.T.		+	о-х
<i>Navicula hungarica</i> Grun.		+	β
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.		+	о-β
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.	+	+	β
<i>Tabularia waernii</i> Snoeijs		+	α
Хлорофита			
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.		+	β
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nageli	+	+	о-β
<i>D. pulchellum</i> Wood	+		β
<i>Monoraphydium contortum</i> (Thuret) Komarkova-Legenerova	+		β
<i>Mougeotia</i> sp.	+		о
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	+	+	β
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Brebisson	+	+	β

Примечание. х — ксеносапроб, о — олигосапроб, β — бета-мезосапроб, α — альфа-мезосапроб.

На северном и южном побережьях эстуария р. Невы средняя биомасса кладофоры была приблизительно одинаковой (табл. 3.2.2). В среднем она составила 224 ± 22.7 и 269.7 ± 62.8 г сухой массы на м² субстрата для северного и южного побережья, соответственно.

Биомасса *C. glomerata* различалась на разной глубине. В июле 1998–2000 гг., ее максимальная биомасса была отмечена на глубине 0.5 м — 550 г сухой мас-

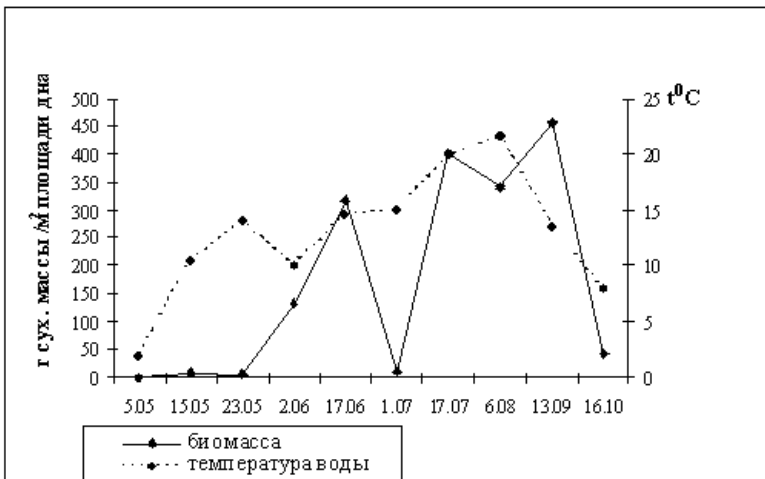


Рис. 3.2.2. Динамика биомассы *Cladophora glomerata* в 2003 г. на глубине 0.5 м, на ст. Зеленогорск.

сы на м^2 , или 2.5 кг сырой массы на м^2 (Bäck et al., 2001). В июле 2002 г. максимальная биомасса кладофоры наблюдалась на глубине 1.5 м (150 г сухой массы на 1 м^2), что было связано с ветреной погодой, предшествующей началу наблюдений (Голубков и др., 2003) (рис. 3.2.3). На глубине 3 м биомасса *C. glomerata* была значительно ниже. На глубинах свыше 5 м кладофора не встречалась, что, возможно, связано с недостатком света на больших глубинах. Так, прозрачность воды на станции в районе Зеленогорска на протяжении вегетационного сезона не превышала 1.5 м по диску Секки. В среднем за период с 2002 по 2006 г. биомасса кладофоры на глубине 1.5 м составила 270 ± 30 г, а на глубине 0.5 м — 249 ± 30 г сухой массы на м^2 .

В среднем, продукция кладофоры в середине лета была равна 5.2 ± 1.2 г С/сут. Суточный Р/В-коэффициент на глубине 0.5 м колебался от 0.1 до 0.38 (табл. 3.2.3). Вклад кладофоры в общую первичную продукцию прибрежья составлял около 90% под 1 м^2 . Первичная продукция, продуцируемая единицей биомассы кладофоры, быстро убывала с глубиной (табл. 3.2.4).

Содержание углерода (С) в тканях нитчатых водорослей достигает 10% сырой массы, а содержание сухого вещества в сырой массе кладофоры — 20% (Винберг, 1972; Nekanson, Boulion, 2002). Согласно полученным данным за 2002–2006 гг., ее максимальная биомасса на глубине 0.5 м во второй половине лета в районе г. Зеленогорска (ст. 7) составляла 200 г С/м^2 . Учитывая, минимальный суточный Р/В коэффициент для *C. glomerata* 0.1, можно рассчитать, что величина продукции кладофоры летом может достигать $20 \text{ г С м}^2/\text{сут.}$, в 20–30 раз превышая продукцию фитопланктона в открытых водах внутреннего эстуария р. Невы.

Таблица 3.2.2

Биомасса *C. glomerata* в июле 2002–2005 гг. на северном и южном побережьях эстуария реки Невы на глубинах 0.5 и 1.5 м

Станция	Глубина, м	Биомасса (г сухой массы /м ² субстрата)			
		2002	2004	2005	Средние
Северное побережье Ст. 1 (Приморск)	0.5	150	192	194.2	178.7±14.7
	1.5	280	141	297	239.3±50.3
Ст. 1а (Вязы)	0.5	250	126	–	188.0±62.6
	1.5	150	127	–	138.5±11.62
Ст. 2 (м. Флотский)	0.5	–	343	41.2	192.1±152.4
	1.5	150	270	238	219.3±36.6
Ст. 3 (Ушково)	0.5	–	191	354	272.5±82.3
	1.5	–	310	116	213.0±98
Ст. 6 (Ольгино)	0.5	–	657	92.2	374.6±285.3
Среднее		196±23.7	300.6±56.1	190.4±40.7	224.0±22.7
Южное побережье Ст. 9 (дамба со стороны Невской Губы)	0.5	–	367	92.5	229.8±138.6
Ст. 9а (дамба со стороны Большой Ижоры)	0.5	–	0	0	–
	1.5	–	310	–	–
Ст. 10 (Копорская Губа, Графская бухта)	0.5	–	10	24.7	17.4±7.4
	1.5	350	420	465.7	411.9±34.3
Ст. 11 (Копорская губа, Систа-Палкино)	0.5	45	500	124.5	223.2±143
	1.5	530	850	174	518.0±198.9
Ст. 12 (Лужская Губа, Ручьи)	0.5	–	310	386	348.0±38.4
	1.5	250	140	30.1	140.0±64.7
Среднее		293.8±101	324.6±87.9	162.2±57.9	269.7±62.8

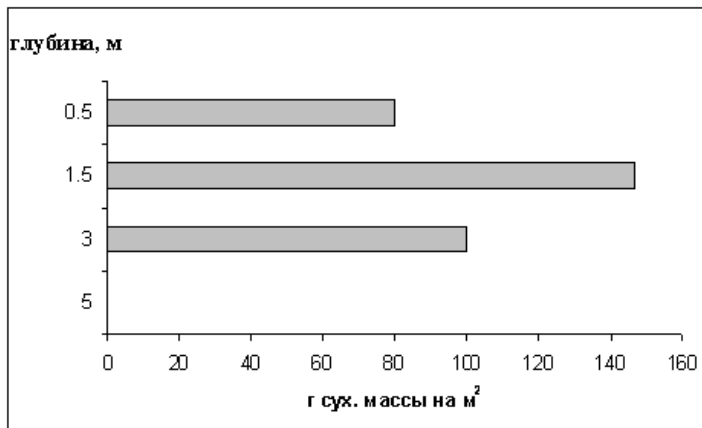
Рис. 3.2.3. Биомасса *Cladophora glomerata* на разных глубинах в 2002 г.

Таблица 3.2.3

Первичная продукция (под 1 м²) фитопланктона и кладофоры в прибрежье эстуария р. Невы на глубине 0.5 м, с учетом проективного покрытия дна каменистым субстратом

	Июль 2002			Июль 2005			Июль 2006		
	г С/сутки	% от общей	Р/В	г С/сутки	% от общей	Р/В	г С/сутки	% от общей	Р/В
Фитопланктон	0.35	9	–	0.56	11.9	1.6	0.54	6.8	0.9
Кладофора	3.6	91	0.1	4.14	88.1	0.2	7.9	93.2	0.38
Общая продукция	3.95			4.70			8.41		
Температура воды	22			27			17		

Таблица 3.2.4

Биомасса и первичная продукция кладофоры в прибрежье эстуария р. Невы на различных глубинах в июле 2002 г.

Глубина, м	Первичная продукция, мгС /гС	Р/В сут	Биомасса г С /м ² субстрата	Первичная продукция, г С/м ² площади дна
0.5	107.4	0.1	40.1	3.6
1.5	79.2	0.08	73.5	3.6
3	9.3	0.001	50	0.02

Во время штормов нитчатые водоросли отрываются от субстрата, часть из них попадает на берег, создавая гниющие штормовые выбросы, другая часть остается плавать в воде (дрейфующие водоросли), а остальные оседают на дно в виде водорослевых матов. После сильных штормов биомасса гниющих нитчатых водорослей на берегу Финского залива может достигать 2 т на 100 м береговой линии (Golubkov et al., 2003b). Наибольшие скопления штормовых выбросов отмечены на северном побережье эстуария р. Невы. Это приводит к значительному загрязнению пляжей г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области.

Соотношение плавающих и прикрепленных водорослей в прибрежной зоне эстуария р. Невы уменьшалось по мере удаления от берега. На северном побережье летом 2006 г. биомасса плавающих нитчаток в 2.5 раза превышала биомассу прикрепленных. Наибольшее скопление дрейфующих перегнивающих водорослей было в узкой мелководной полосе литорали — от уреза воды до 20 м от берега (рис. 3.2.4). В некоторых частях Балтийского моря, осевшие водорослевые маты и дрейфующие оборванные нитчатые водоросли занимают значительные площади (Bäck et al., 2000; Berglund et al., 2003; Martin et al., 2003; Lauringson, Kotta, 2006). Например, у Аландских островов Балтийского моря маты нитчатых водорослей толщиной от 2 до 30 см могут покрывать более чем 30 га морского дна (Vahteri et al., 2000).

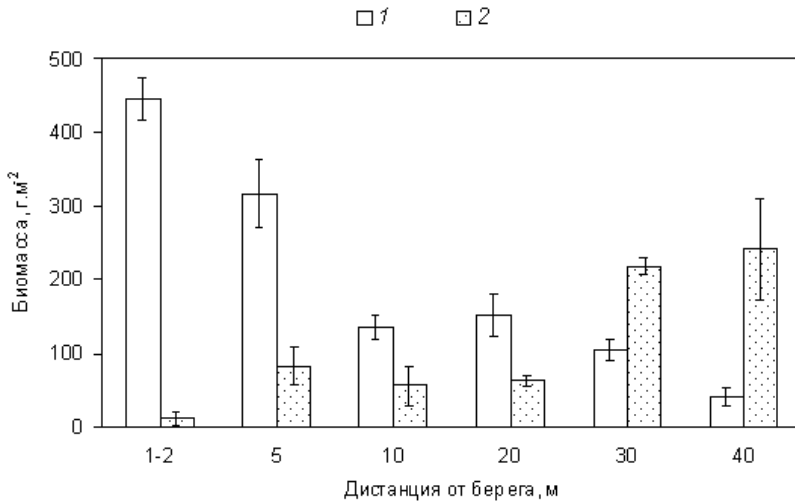


Рис. 3.2.4. Средние биомассы (г. сух. массы на 1 м²) прикрепленных и плавающих водорослей в прибрежной полосе литоральной зоны от уреза до 40 м вглубь от береговой линии в июле 2005 г.

1 — плавающие водоросли, 2 — прикрепленные водоросли.

Разложение значительных биомасс отмирающих водорослей может сопровождаться интенсивным потреблением кислорода и приводить к его дефициту в глубине матов и нижележащих слоях воды. Это ухудшает условия среды обитания для животных, обитающих в прибрежье, что признано серьезной экологической проблемой для эстуария многих районов Балтийского моря (Lehvo, Bäck, 2001).

3.3. ВЛИЯНИЕ КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ДИНАМИКУ МАКРОЗООБЕНТОСА

Зависимость процессов, происходящих в водных экосистемах, от колебаний климата является очевидным фактом и не нуждается в особой аргументации. Поскольку в устье Невы расположен крупнейший на побережье Балтийского моря город Санкт-Петербург, в литературе сложилась традиция все изменения в экосистеме эстуария Невы связывать, прежде всего, с хозяйственной деятельностью человека, игнорируя при этом роль многолетней изменчивости природных факторов.

Между тем климатические условия района Финского залива находятся под сильным влиянием циркуляционных атмосферных процессов над самым динамичным регионом Мирового Океана — Северной Атлантикой и прилегающей к ней части Арктики. В многочисленных исследованиях в последние десятилетия установлено, что интенсивность циркуляции атмосферы над Северной Атлантикой контролирует поступление соленых вод в Балтику через Датские проливы, определяет ледовый режим Балтийского моря, а также играет ведущую роль в формировании многолетней динамики осадков и, соответственно, речного стока в его бассейне (Антонов, 1987, 1994; Гидрометеорология..., 1992; Филатов, 1997; Смирнов и др., 1998; Schinke, Mätthaus, 1998; Koslowsky, Glaser, 1999; Hänninen et al., 2000; Zorita, Laine, 2000; Omsted, Chen, 2001; Matthäus, Nausch, 2003; Jevrejeva, 2002; Jevrejeva et al., 2003; Климат Карелии, 2004; Chen, Li, 2004, Hurrell, 2003; Hurrell, Dickson, 2004; и др.).

Атмосферные процессы над Северной Атлантикой через изменение гидрологических условий среды оказывают существенное влияние на биоту морских и континентальных водоемов региона (Смирнов, Смирнов, 1998; Tunberg, Nelson, 1998; Stenseth et al., 2002, 2003; Ottersen et al., 2001; Radziejewska, Chabior, 2004; Hagberg et al., 2004).

В настоящей работе на основе литературных материалов и оригинальных данных автора рассмотрены изменения макрозообентоса вершины Финского залива под влиянием многолетних колебаний гидрометеорологических условий среды, обусловленных крупномасштабными климатическими процессами. Сбор и обработка материала велись по стандартной методике, подробности которой, а также схемы станций отбора проб в разные годы, приведены в разделе Материалы и методы и опубликованы в более ранних работах (Максимов, 1997; Maximov, 2003).

Использованные в работе гидрометеорологические данные (расходы реки Невы, соленость воды и содержание растворенного кислорода) в основном заимствованы из архива Северо-Западного управления гидрометслужбы (СЗ УГМС), а также базы данных Российского государственного гидрометеорологического университета (РГГМУ). В качестве показателя суровости зимних условий в реги-

оне взяты опубликованные сведения по ледовитости (площадь ледового покрова в период его максимального развития) Балтийского моря (Seinä, Palosuo, 1996; Seinä, Grönvall, 2001; сайт Финского института морских исследований). Особенности атмосферной циркуляции, влияющей на изменение выше перечисленных факторов, характеризуются с помощью индекса Арктического колебания (Thompson et al., 2003; Hurrell, 2003), значения которого получены с сайта Национального центра атмосферных исследований (США).

На значительную межгодовую изменчивость макрозообентоса эстуария р. Невы обратили внимание уже первые исследователи этого водоема (Дерюгин, 1923; Филипьев, 1929). К.М. Дерюгин, анализируя изменения, произошедшие в фауне Невской губы в первую четверть XX века, отмечает резкое снижение количества двустворчатых моллюсков. Реже стали встречаться также ледниковые реликтовые ракообразные. К середине 1930-х гг. популяции этих животных восстановились (Материалы..., 1949). Анализ литературных источников показал, что в течение XX столетия аналогичные изменения в макрозообентосе Невской губы повторялись неоднократно и являются отражением внутривековых колебаний стока р. Невы с периодом около 25–30 лет (Максимов, 2004). Для многолетних периодов была характерна очень высокая биомасса донных животных, в основном за счет массового развития двустворчатых моллюсков (рис. 3.3.1), биомасса которых в восточных участках губы превышала 100 г/м², а в отдельные годы достигала колоссальных значений (более 1 кг/м²). В маловодные фазы режима р. Невы плотные популяции моллюсков исчезали, и формировался количественно бедный бентос (общая биомасса 10–20 г/м²) с преобладанием олигохет, что характерно и для современного периода.

В отличие от Невской губы макрозообентос более западных солонатоводных районов Финского залива вплоть до недавнего времени оставался плохо изученным. Регулярные наблюдения в восточной части Финского залива были начаты только в 1980-х гг. (см.: Максимов, 1997). Однако даже за столь непродолжительный срок здесь были зарегистрированы существенные изменения макрозообентоса, причем наиболее значительные из них произошли в последнее десятилетие. Указанные изменения были ограничены глубоководными участками залива (глубины более 25 м), что связано с эпизодическим возникновением придонной гипоксии, ведущей к замору и массовой гибели донных животных на обширных площадях дна. В незатронутых замором мелководных районах количественные показатели бентоса существенных изменений не претерпели.

Кислородный режим глубинных вод, как известно, является основным фактором, определяющим развитие макрозообентоса в открытых районах Балтийского моря. В Центральной Балтике и западной части Финского залива вследствие устойчивой соленостной стратификации, препятствующей аэрации глубинных вод, гипоксийно-аноксийные условия в придонных слоях наблюдаются практически постоянно, что делает невозможным существование донных животных (напр. Гидрометеорология..., 1994). Однако в более мелководных восточных участках Фин-

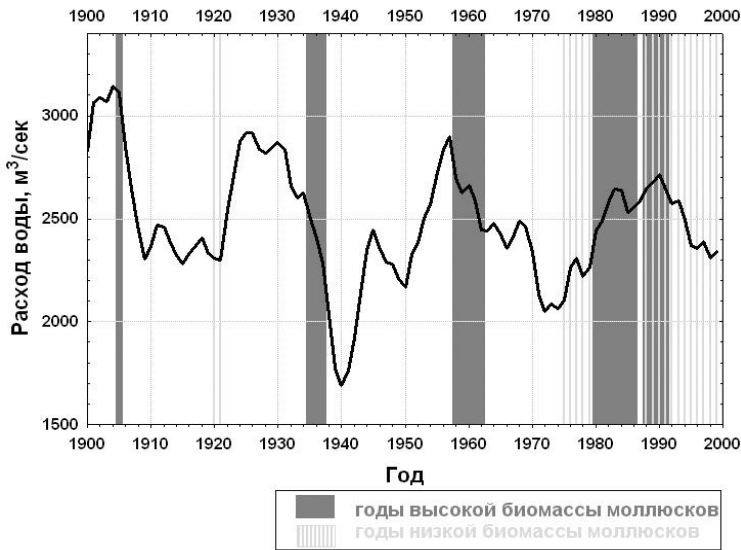


Рис. 3.3.1. Биомасса моллюсков в Невской губе в XX столетии и внутривековая динамика стока реки Невы по опубликованным материалам (Скориков, 1910; Дерюгин, 1923; Материалы..., 1949; Гусев и др., 1968; Коколия, 1963; Салазкин, 1982; Невская губа..., 1987; Алимов и др., 1993; Максимов, 2004) и данным СЗ УГМС.

1 — годы высокой (более 100 г/м²) биомассы моллюсков; 2 — годы низкой (менее 100 г/м²) биомассы моллюсков; 3 — средний годовой расход воды (м³/сек) реки Невы (5-летняя скользящая средняя) расход воды.

ского залива постоянная соленостная стратификация, и соответственно, условия для образования сильного дефицита кислорода отсутствуют, поскольку интенсивное конвекционное и ветровое перемешивание в осенне-зимний период приводит к насыщению придонных вод кислородом (Клабукова, 1966; Остов, 1971; Михайлов, 1997).

Вплоть до середины 1990-х гг. открытые районы восточной части Финского залива были населены достаточно богатым в количественном отношении макрозообентосом. Доминировали ледниковые реликтовые ракообразные — изоподы *Saduria entomon* (L.), бокоплавы *Monoporeia affinis* (Lindström) и *Pontoporeia femorata* Кroyer — на долю указанных видов приходилось более 90% от общей биомассы бентоса.

В 1996 г. произошло резкое снижение количественных характеристик зообентоса, вызванное ухудшением кислородного режима придонных вод. На значительных площадях дна в глубоководной зоне залива животные макрозообентоса полностью исчезли (рис. 3.3.2). В последующие годы наблюдалось постепенное восстановление донных сообществ, однако, отдельные лишённые макрозообентоса участки дна сохранялись в восточной части Финского залива вплоть до 1998 г. В

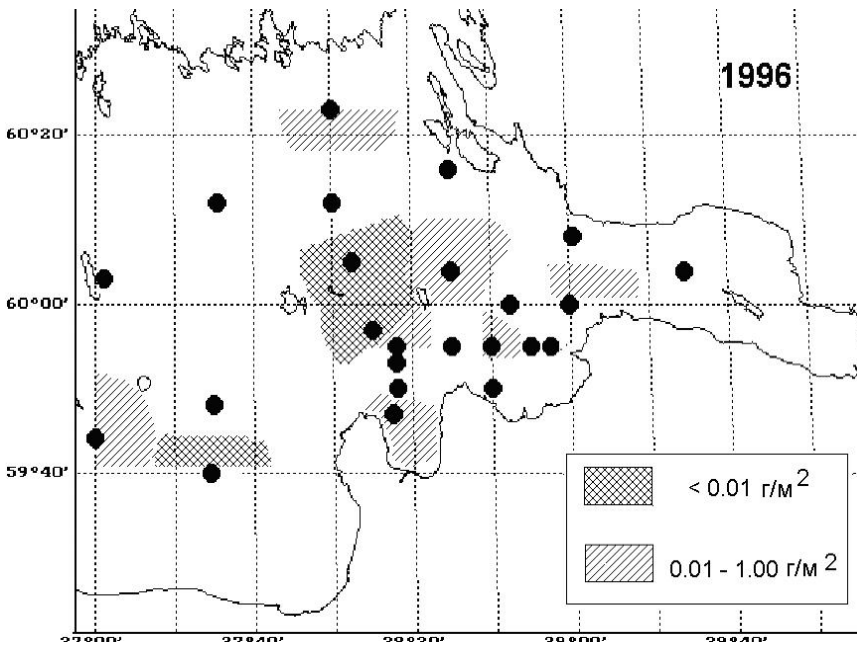


Рис. 3.3.2. Распределение лишенных макрозообентоса и населенных бедной фауной участков дна в открытых районах восточной части Финского залива в 1996 г.

1 — биомасса макрозообентоса менее $0,01 \text{ г/м}^2$; 2 — биомасса $0,01-1,00 \text{ г/м}^2$. Точки — станции отбора проб.

1999–2000 гг. донные сообщества практически восстановились, хотя биомасса на ранее безжизненных участках оставалась все еще достаточно низкой (менее 1 г/м^2). Повторное менее выраженное ухудшение ситуации произошло в 2001–2002 гг. Вновь появились локальные участки дна, где донные животные отсутствовали. Исчезновению бентоса предшествовали изменения в структуре донных сообществ. Уменьшилось количество оксифильных реликтовых ракообразных, что повлекло за собой заметное снижение общей биомассы бентоса. В то время как численность животных сохранилась на достаточно высоком уровне за счет развития олигохет и массового оседания молодежи инвазивной полихеты *Marenzelleria neglecta* (рис. 3.3.3, 3.3.4).

Летом 2003 гг. в бентосе восточной части Финского залива произошли катастрофические изменения. Началась массовая гибель донных животных и к 2004 г. большая часть акватории залива превратилась в безжизненную пустыню (рис. 3.3.5). Поселения ледниковых реликтовых ракообразных, ранее доминировавших в бентосе глубоководной зоны восточной части Финского залива, сохранились на слабо заиленных грунтах (пески, глина с железо-марганцевыми конкрециями). На илах, занимающих большую часть площади дна глубоководной зоны, макрозоо-

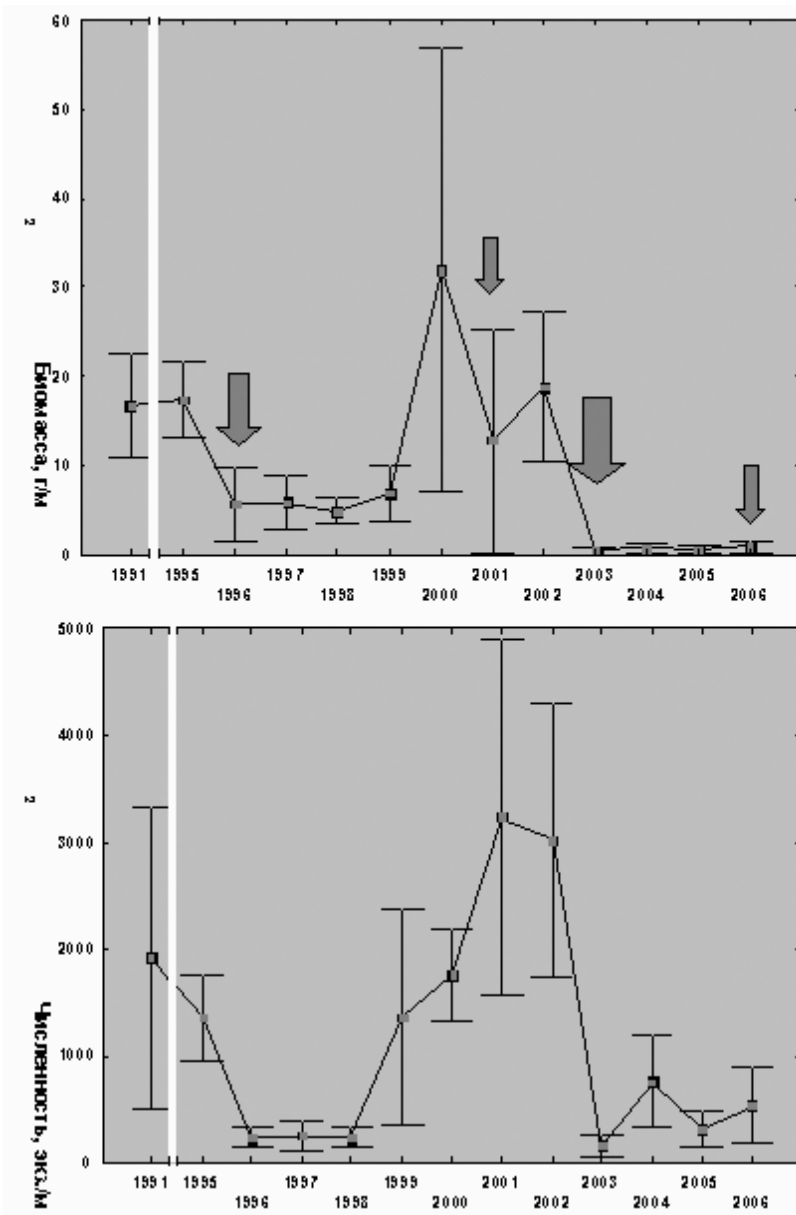


Рис. 3.3.3. Изменения средней биомассы (B , г/м²) и численности (N , экз./м²) макрозообентоса на илистых грунтах глубоководной зоны (глубина более 25 м) восточной части Финского залива в 1991–2006 гг.

Вертикальные линии — стандартная ошибка. Стрелки — годы возникновения придонной гипоксии (по данным РГГМУ).

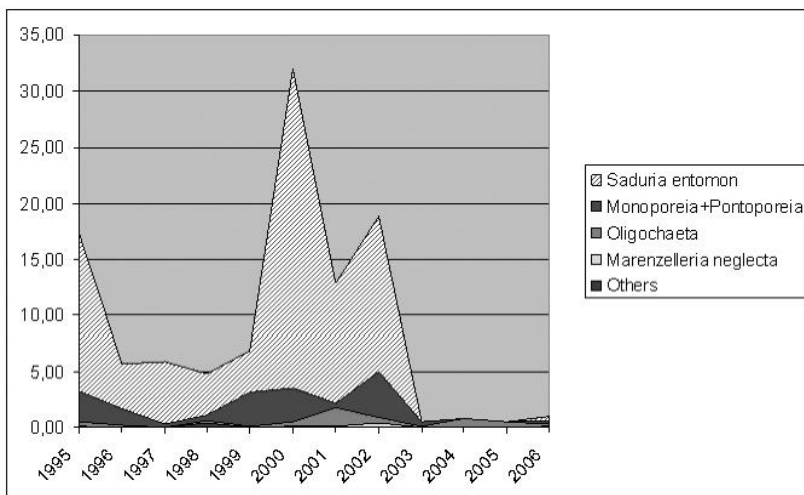


Рис. 3.3.4. Изменения средней биомассы ($\text{г}/\text{м}^2$) доминирующих таксонов донных животных илистых грунтах глубоководной зоны (глубина более 25 м) восточной части Финского залива в 1995–2006 гг.

1 — *Saduria entomon*, 2 — *Monoporeia affinis* и *Pontoporeia femorata*, 3 — *Oligochaeta*, 4 — *Marenzelleria neglecta*, 5 — прочие.

бентос практически исчез (рис. 3.3.3, 3.3.4). К 2005 г. произошло частичное восстановление донных сообществ, однако, биомасса бентоса на большей части акватории не превышала $0.1 \text{ г}/\text{м}^2$. Немногочисленные донные животные были представлены олигохетами и ракообразными *M. affinis*. Процесс восстановления бентоса был прерван очередным ухудшением кислородного режима в 2006 г., которое вновь привело к гибели донных животных в глубоководных районах и образованию обширных лишенных макрозообентоса пространных.

Отмеченные нами случаи массовой гибели донных организмов вследствие ухудшения газового режима глубинных вод наблюдались также в сопредельных водах Финляндии и Эстонии (Pitkänen, Välipaka, 1997, Pitkänen et al., 2003). Основной причиной этого явления считается активизация адвекции обедненных кислородом соленых глубинных вод в Финский залив с запада, главным образом, как следствие крупных заточков североморских вод в Балтику (Ляхин и др., 1997; Максимов, 2003; Аверкиев и др., 2004; Голубков и др., 2004; Максимов, 2006). Следовательно, наиболее благоприятный для развития макрозообентоса кислородный режим в восточной части Финского залива складывается в периоды длительной стагнации балтийских вод. Именно на такой, самый длительный в текущем столетии (1977–1993 гг.) 17-летний период отсутствия крупных заточков североморских вод (Антонов, 1994; HELCOM, 1996), пришлось начало наших наблюдений. Этим очевидно и объясняется высокая биомасса бентоса в 1991 и 1995 гг.

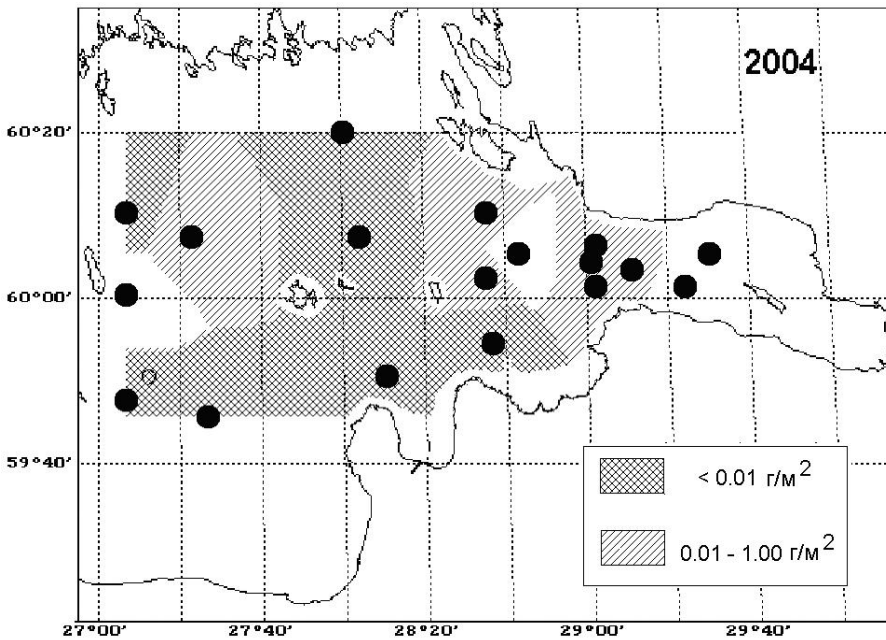


Рис. 3.3.5. Распределение лишенных макрозообентоса (биомасса менее 0.01 г/м^2) и населенных бедной ($0.01\text{--}1 \text{ г/м}^2$) фауной участков дна в открытых районах восточной части Финского залива в августе 2004 г.

Точки — станции отбора проб.

Сведения о состоянии бентоса восточной части Финского залива в ранний период носят крайне фрагментарный и противоречивый характер. Согласно Л.А. Кудерскому (1982), в 1969–1972 гг. здесь обитала донная фауна столь же богатая в количественном отношении, как и в первой половине 1990-х гг. и 2000 г. А. Ярвекюльг (1968, 1979) сообщает о низком количественном развитии бентоса этого района залива в 1966 г. Средняя биомасса бентоса тогда составляла 9 г/м^2 , что примерно соответствует нашим данным второй половины 1990-х гг. Таким образом, средние для акватории величины по опубликованным материалам укладываются в диапазон отмеченных в последние годы изменений. Однако указания на наличие полностью лишенных макрозообентоса из-за неблагоприятных кислородных условий участков дна в литературе отсутствуют.

Анализ многолетних данных показал, что эпизодические случаи сильного дефицита растворенного кислорода у дна в восточной части Финского залива ранее все-таки имели место. Они отмечались после холодных зим, когда раннее замерзание препятствовало вертикальному перемешиванию, и/или в годы адвекции обедненных кислородом соленых глубинных вод из Балтийского моря (Максимов, 2006).

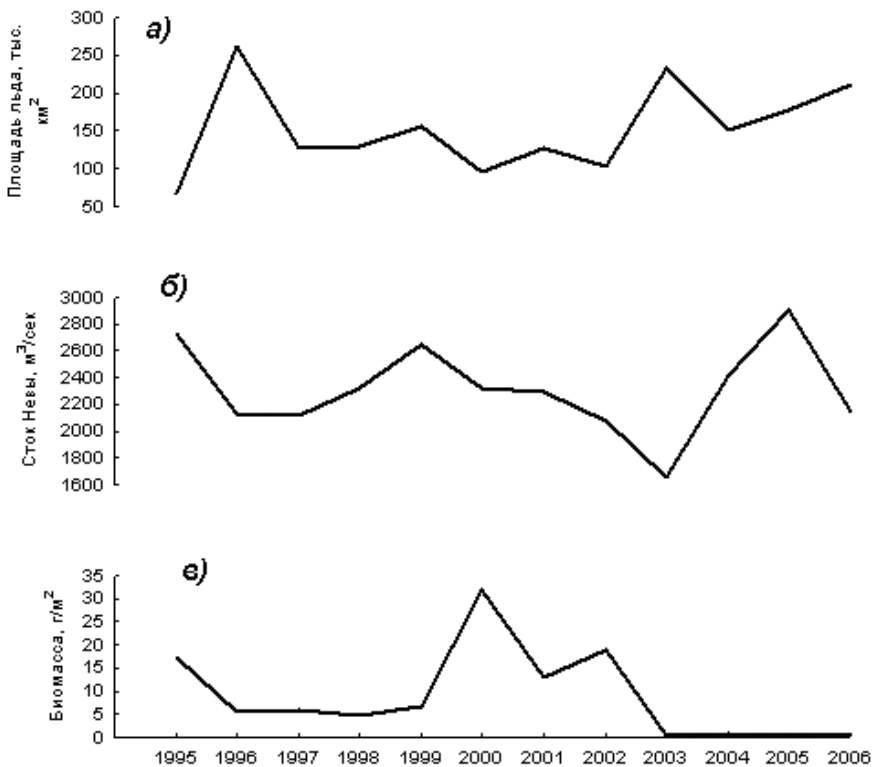


Рис. 3.3.6. Ледовитость Балтийского моря (а, тыс. км²), среднегодовой расход Невы (б, м³/сек) и биомасса макрозообентоса в глубоководной зоне восточной части Финского залива (в, г/м²) в 1995–2006 гг.

В аналогичной ситуации нами и была зафиксирована массовая гибель организмов зообентоса. Наиболее значительные изменения произошли в 1996 и 2003–2004 гг., когда мощные адвекции балтийских вод в залив вследствие двух крупных заток из Северного моря в 1993–1994 и 2003 гг. (HELCOM, 1996, Аверкиев и др., 2004), совпали по времени с самыми суровыми за последнее десятилетие зимами. Вполне вероятно, дополнительную роль в ухудшении кислородного режима в эти годы сыграл также аномально низкий сток Невы: более слабый напор речных вод мог способствовать проникновению обедненных кислородом соленых вод вглубь залива (рис. 3.3.6). Кстати, столь же низкое (2.03 мл/л или 22.6% насыщения) как в 2003 г. содержание кислорода в восточной части Финского залива было зарегистрировано также и в начале 1920-х гг. (Jugwa, 1924), то есть в конце маловодной фазы режима Невы. О периодических заходах вод с низким содержанием кислорода и повышенной соленостью в верхние участки эстуария Невы в эти же годы упоминает К.М. Дерюгин (1924).

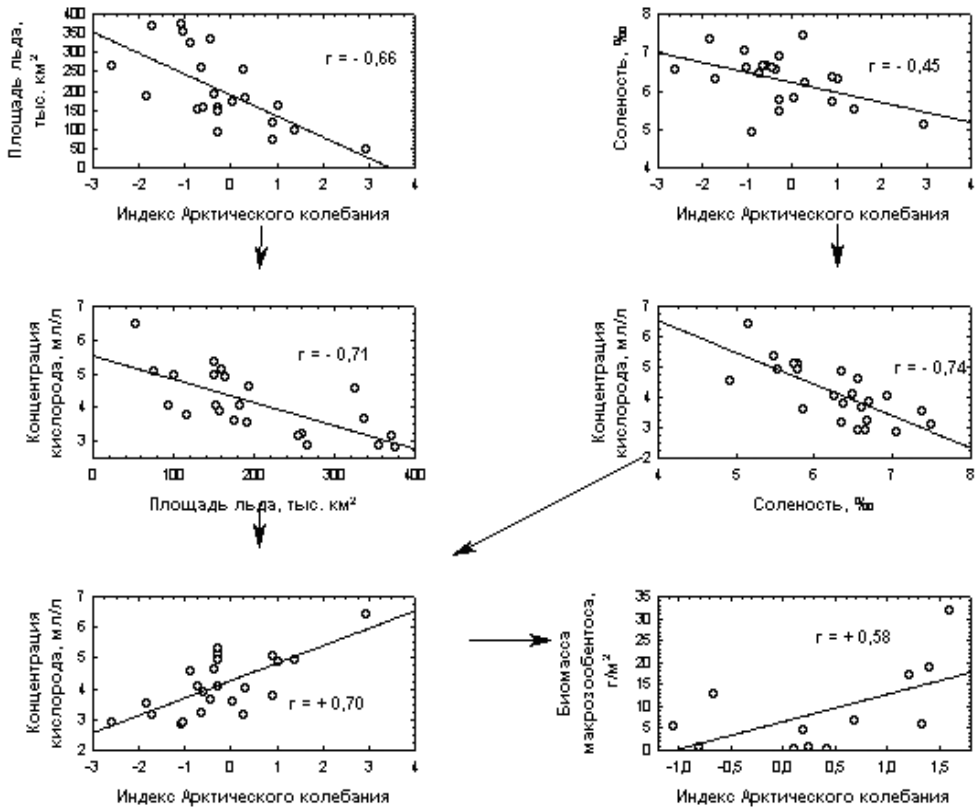


Рис. 3.3.7. Влияние атмосферных процессов (индекс Арктического колебания) на количественное развитие макрозообентоса восточной части Финского залива.

Предполагаемый механизм воздействия колебаний климата на макрозообентос показан стрелками. Пояснения в тексте. *а, б* — отрицательная зависимость соответственно ледовитости Балтийского моря и придонной солености в восточной части Финского залива (станция 2 ГСН, 1964–1989 гг.) от индекса Арктического колебания; *в, г* — зависимость летней концентрации растворенного кислорода у дна (станция 2 ГСН, 1964–1989 гг.) от ледовитости Балтийского моря и солености воды. Связь индекса Арктического колебания с концентрацией кислорода (*д*) и биомассой бентоса на глубоководных илах восточной части Финского залива в 1995–2006 гг. (*е*).

Оба фактора, способствующие развитию гипоксии (суровость зимы и соленость воды), находятся под влиянием атмосферных процессов над Северной Атлантикой и сопредельного региона Арктики, характеризуемых индексом Арктического колебания. При этом в обоих случаях отмечена отрицательная корреляция (рис. 3.3.7, *а–б*). Однонаправленный характер влияния колебаний климата на ледовитость и соленость обуславливают достаточно сильную положительную связь между индексом Арктического колебания и летней концентрацией растворенного кислорода у дна в восточной части Финского залива (рис. 3.3.7*д*). Поскольку в

глубоководной зоне восточной части Финского залива кислородный режим в последнее десятилетие определял межгодовую динамику макрозообентоса, статистически значимая положительная связь отмечена также между индексом Арктического колебания и биомассой бентоса в 1995–2006 гг. (рис. 3.3.7е).

Считается, что эстуарии особенно чувствительны к изменениям климата, поскольку в них существует хрупкое, легко нарушаемое при внешних воздействиях равновесие между рекой и морем (Скриптунов, 1987; Михайлов, Михайлов, 2003). Изложенные результаты показывают, что вершина Финского залива в этом отношении не является исключением: климатические факторы существенным образом сказываются на динамике макрозообентоса вершины Финского залива. Именно с ними связаны наиболее значительные изменения, зарегистрированные в макрозообентосе залива в течение периода его изучения. Непосредственными причинами изменений бентоса являются изменения гидрологического режима, обусловленные крупномасштабными климатическими процессами над атлантическим сектором Северного полушария. При этом важнейшую роль играют многолетние колебания речного стока и водообмена с Балтийским морем. Наиболее крупные изменения бентоса отмечены на верхней (речной) и нижней (морской) границах эстуария Невы, где амплитуда биомассы донных животных достигала 1–2 порядков. В вершине эстуария ведущий фактор — речной сток, соответственно, в нижней части эстуария изменения бентоса обусловлены главным образом поступлением вод из Балтийского моря, влияние которых сказывается преимущественно в глубоководных районах.

3.4. РОЛЬ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В ДИНАМИКЕ СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА

Усиление антропогенного воздействия на водные экосистемы приводит к изменениям и нарушениям эволюционно сложившихся биоценозов, уменьшению видового разнообразия, снижению способности экосистем к самоочищению вследствие чего происходит их постепенная деградация (Одум, 1986; Алимов, 1992).

Многолетние гидробиологические исследования показали, что функционирование экосистемы эстуария р. Невы за последние 20 лет значительно изменилось. Произошло увеличение первичной продукции, изменилось соотношение продукционно-деструкционных процессов в экосистеме и перераспределились потоки энергии между донными и пелагическими сообществами. Развитие транспортных коммуникаций и строительство новых портов в последнее десятилетие увеличило техногенную нагрузку, что привело к изменению сообществ донных животных, наблюдается вспышка развития популяций чужеродных видов (Алимов и др., 1996; Балушкина, Голубков, 2004; Telesh et al. 1999; Golubkov et al., 2003).

По сравнению с началом XX в. уже в 30-е гг. в составе бентоса Невской губы и восточной части Финского залива произошли значительные изменения. Реликтовые ракообразные стали редкими животными. В донных сообществах восточной части Финского залива значительно сократилась роль реликтовых ракообразных *Monoporeia affinis*, *Palasea quadrispinosa* и др., на смену которым пришли типичные обитатели эвтрофных и гиперэвтрофных водоемов.

С начала XX столетия в наибольшей степени изменились донные сообщества Невской губы и вершины восточной части Финского залива, которые сформировались под влиянием сильного антропогенного воздействия и в настоящее время полностью утратили свой первоначальный облик. В этих частях акватории с 70-х гг. отмечено увеличение степени доминирования олигохет до 90% от биомассы бентоса и более (Балушкина и др., 1996; Балушкина, Иванова, 1996; Финогенова и др., 1999; Balushkina, 2002; Balushkina, Finigenova, 2003).

В настоящее время приоритет оценки состояния экосистем по биологическим показателям стал очевидным. Абиотические факторы должны рассматриваться как агенты воздействия на популяции организмов и экологические связи между ними. В этом случае абиотические факторы выступают в качестве причин нарушений состояния и функционирования экосистем и обитающих в них гидробионтов под влиянием внешних факторов в том числе антропогенных. Выявление факторов среды, связанных с неблагополучием для отдельных компонент биоты ставит задачу диагностики состояния гидробионтов и поиска связей с химическими характеристиками экосистемы (Дмитриев, 1994; Левич, 1994; Левич и др., 1996; Булгаков и др., 1997; Балушкина, 2002, 2003).

Несмотря на то, что в течение нескольких десятков лет разными исследователями проводится изучение эстуария р. Невы полученные характеристики биотичес-

кой и абиотической составляющей экосистемы не обобщены. Этому препятствует отсутствие полноценных рядов одновременно полученных характеристик биотической составляющей и гидрохимических параметров эстуария. В результате гидрохимические характеристики остаются косвенным подтверждением или опровержением изменений биотической составляющей и причин экологического неблагополучия состояния эстуария р. Невы.

Цель данной работы — анализ влияния загрязнения токсическими и органическими веществами, процесса эвтрофирования отдельных участков эстуария р. Невы на структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных.

В 1994–1997 гг. проводили анализ влияния гидрохимических и гидрофизических характеристик воды и донных отложений (более 40 параметров) в эстуарии р. Невы на структурные характеристики сообществ донных животных. В табл. 3.4.1 приведены значения коэффициентов парной корреляции Пирсона с наиболее значимыми гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками эстуария (Balushkina, 2002, Алимов и др., 2005).

К снижению числа видов в эти годы в Невской губе и восточной части Финского залива приводило повышение концентраций хлороформенного битумоида, ртути в воде и в донных отложениях, свинца. Причем, если повышение концентрации хлороформенного битумоида, нефтепродуктов и ртути приводили к снижению видового разнообразия и росту численности животных, т.е. доминированию отдельных устойчивых к их действию видов, повышение концентраций ДДТ приводило к гибели животных и снижению суммарной численности. Помимо перечисленных показателей отрицательное воздействие на видовое разнообразие зообентоса оказывали концентрации хлора (табл. 3.4.1).

Кроме того, выявилась тенденция к снижению видового богатства и видового разнообразия с увеличением концентрации кадмия и цинка в Невской губе и восточной части Финского залива (табл. 3.4.1).

Изменения структурных характеристик сообществ донных животных отразились на значениях интегрального показателя (IP') и входящих в него индексов. В наибольшей степени на значении индекса IP' отразились концентрации хлороформенного битумоида, ртути, нефтепродуктов, суммарного взвешенного и взвешенного органического вещества. С увеличением их концентрации значения индекса IP' возрастало (табл. 3.4.1).

Таким образом, показана зависимость числа видов (N_{sp}) от наибольшего числа факторов, что определило высокий уровень изменчивости видового состава донных сообществ эстуария. Изменчивость индекса видового разнообразия сообществ донных животных под влиянием токсического загрязнения также значительна. Отдельные виды токсикантов (нефтепродукты) приводили к снижению видового богатства и видового разнообразия и увеличению численности и биомассы устойчивых видов, другие (ДДТ) — к снижению всех перечисленных характеристик. Это позволяет сделать вывод, что структура сообществ донных животных в эстуарии р. Невы определялась токсическим загрязнением.

Таблица 3.4.1

Значения коэффициентов корреляции структурных характеристик сообществ донных животных с гидрофизическими и гидрохимическими параметрами Невской губы и восточной части Финского залива в 1994–1997 гг.

Параметры	N	B	Nsp	H	1/BI	Kch	St	No/Nc	IP'
Биомасса, (B)	<i>0.62</i>								
Число видов (Sp)	0.47	0.16							
Индекс Шеннона (H)	0.23	0.00	<i>0.67</i>						
Температура	-0.28	-0.32	0.25	0.27	-0.27	-0.11	-0.37	-0.11	-0.18
Хлороформенный битумоид	<i>0.75</i>	<i>0.57</i>	-0.77	-0.97	<i>0.92</i>	-0.36	0.32	0.45	<i>0.71</i>
Метано-нафтеновые углеводороды	0.42	<i>0.89</i>	0.03	-0.39	-0.14	<i>0.57</i>	-0.21	-0.73	-0.35
Бихроматная окисляемость воды	-0.21	0.15	-0.58	-0.33	-0.08	0.19	-0.04	-0.17	-0.25
Хлор, (Cl)	0.32	0.48	-0.37	-0.62	0.04	-0.02	0.32	0.28	0.19
Кислород, (O ₂ , % насыщения)	-0.25	-0.24	0.36	0.34	-0.15	-0.17	-0.12	-0.11	-0.08
Прозрачность	-0.25	-0.60	-0.04	0.36	-0.23	-0.15	-0.10	-0.05	-0.17
БПК ₅	-0.18	-0.34	0.20	0.30	-0.34	-0.11	-0.12	-0.01	-0.20
Фосфор общий	-0.16	0.29	-0.22	-0.10	0.03	-0.09	0.05	0.10	0.07
Азот нитритный	-0.11	-0.09	-0.41	-0.21	0.13	0.05	0.05	0.00	0.04
Азот нитратный	-0.29	-0.36	0.11	0.32	0.02	-0.21	-0.48	-0.28	-0.33
Аммонийный азот, (NH ₄)	0.02	-0.11	0.35	0.28	<i>0.75</i>	-0.48	0.25	-0.48	0.01
Нефтепродукты	<i>0.97</i>	0.42	-0.43	-0.95	-0.42	0.15	<i>0.72</i>	<i>0.97</i>	<i>0.62</i>
СПАВ	0.20	-0.45	-0.12	0.25	<i>0.56</i>	-0.22	0.22	0.38	0.35
ДДТ	-0.70	-0.61	-0.31	0.36	-0.24	-0.11	-0.39	-0.54	-0.43
ДДЭ	-0.20	-0.29	-0.19	-0.17	-0.02	<i>0.59</i>	-0.18	-0.08	0.20
Ртуть, (Hg, мг/л), в воде	<i>0.70</i>	-0.12	-0.95	-0.93	<i>0.98</i>	-0.57	0.38	<i>0.71</i>	<i>0.84</i>
Ртуть, (Hg, мг/кг), в донных отложениях	-0.39	-0.10	-0.42	0.14	-0.15	-0.11	0.00	-0.10	0.03
Свинец, (Pb, мг/л)	-0.22	0.15	-0.62	-0.51	-0.11	0.03	-0.17	-0.31	-0.39
Кадмий, (Cd, мг/л)	0.35	0.36	-0.24	-0.43	0.30	0.10	0.36	0.06	0.35
Алюминий, (Al, мг/л)	-0.10	-0.12	0.28	0.41	-0.49	0.45	-0.13	0.20	0.07
Цинк, (Zn, мг/л)	0.28	<i>0.78</i>	-0.30	-0.32	0.24	-0.25	-0.03	-0.11	-0.03
Марганец, (Mn, мг/л)	-0.20	-0.08	-0.20	-0.25	<i>0.54</i>	-0.34	0.04	-0.60	-0.25
Железо, (Fe, мг/л)	-0.12	-0.18	0.24	0.10	-0.04	-0.14	-0.73	-0.79	-0.76
Серебро, (Ag, мг/кг)	-0.03	-0.18	<i>0.51</i>	<i>0.75</i>	-0.47	-0.12	-0.86	-0.01	-0.53
Суммарное взвешенное вещество	<i>0.53</i>	0.10	0.50	<i>0.57</i>	0.48	-0.28	0.44	<i>0.75</i>	<i>0.68</i>
Взвешенное органическое вещество	0.29	-0.15	0.12	0.41	0.44	-0.59	<i>0.68</i>	<i>0.83</i>	<i>0.65</i>

Примечание. N — численность; B — биомасса; Nsp — число видов; H — индекс видового разнообразия Шеннона. Курсивом выделены достоверные значения коэффициентов корреляции (P = 0.05).

В 2003 г. проводили анализ влияния гидрохимических, гидрофизических и функциональных характеристик вод Невской губы и восточной части Финского залива на структурные характеристики сообществ донных животных, в частности на число видов и индекс видового разнообразия Шеннона, (табл. 3.4.2).

Первичная продукция на исследованных станциях Невской губы изменялась от 0.38 до 0.95 гС·м⁻² сут.⁻¹, концентрация хлорофилла от 6.15 до 19.1 мкг·л⁻¹, число видов донных животных изменялось от 11 до 23 на 1 м², индекс видового разнообразия Шеннона — от 2.5 до 3.7 бит·экз.⁻¹. Исследованные станции в восточной части Финского залива (глубины от 11 до 30 м), характеризовались первичной продукцией от 0.4 до 0.78 гС·м⁻² сутки⁻¹, концентрациями хлорофилла от 2.11 до 8.67 мкг·л⁻¹. Число видов донных животных изменялось от 1 до 8 на 1 м², индекс видового разнообразия Шеннона от 0 до 1.9 бит/экз. Полученные результаты показали значительные различия влияния этих показателей на индекс видового разнообразия Шеннона (H) и число видов (N_{sp}) зообентоса в Невской губе и восточной части Финского залива (табл. 3.4.2).

Таблица 3.4.2

Значения коэффициентов парной корреляции Пирсона структурных характеристик сообществ донных животных с гидрофизическими, гидрохимическими и функциональными характеристиками Невской губы и восточной части Финского залива в 2003 г.

Параметры	Невская губа		Финский залив	
	H	N _{sp}	H	N _{sp}
Индекс Шеннона (H)	1.00	0.46	1.00	0.27
Число видов (N _{sp})	0.46	1.00	0.27	1.00
Численность (N, экз·м ⁻²)	-0.58	0.31	0.11	0.78
Биомасса (B, г·м ⁻²)	-0.59	0.09	0.15	0.35
Глубина (h, м)	-0.55	-0.39	-0.30	-0.84
Прозрачность, (Sec., м)	0.14	0.70	0.05	0.25
Хлорофилл, (Хл, мкг·л ⁻¹)	-0.75	-0.87	0.27	0.87
Первичная продукция (A, гС·м ⁻² сутки ⁻¹)	-0.85	-0.33	-0.32	-0.23
Деструкция (D, гС·м ⁻² сутки ⁻¹)	-0.33	-0.21	-0.35	-0.76
A/D	-0.02	0.04	0.29	0.93
Фосфор общий (P _{общ} , мкгР·л ⁻¹)	0.17	-0.33	0.13	0.34
Индекс Гуднайта-Уитлея (No/Nc), %	-0.91	-0.13	-0.32	0.62
Индекс Балушкиной (K _{ch}), %	-0.29	0.39	-	0.68
Индекс сапротоксобности (St), %	-0.34	-0.84	-0.16	0.68
Индекс Вудивисса (1/BI), %	-0.28	-0.78	0.70	0.74
Интегральный показатель (IP ^o), %	-0.80	-0.65	-0.06	0.74

Примечание. Курсивом выделены значения коэффициентов корреляции достоверные на P = 0.90; жирным шрифтом — достоверные на P = 0.95.

С увеличением концентрации хлорофилла и первичной продукции в Невской губе индекс видового разнообразия и число видов достоверно снижались (табл. 3.4.2). Наиболее низкое число видов (11) соответствовало наиболее высокому значению концентрации хлорофилла $0.95 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ у о. Котлин (станция 15). Наиболее низкое значение индекса видового разнообразия ($2.5 \text{ бит} \cdot \text{экз.}^{-1}$) и наиболее высокие величины первичной продукции ($0.95 \text{ гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$) наблюдали в районе г. Петродворец (станция 14, рис. 1 в разделе «Материал и методика»).

При увеличении степени загрязнения вод в Невской губе и соответственно интегрального показателя (IP^*) число видов и индекс видового разнообразия также закономерно снижались (табл. 3.4.2).

В восточной части Финского залива, напротив, с увеличением концентрации хлорофилла и степени загрязнения воды (IP^*), видовое богатство бентоса возрастало и снижалось с увеличением глубины (табл. 3.4.2). Это происходило вследствие того, что наибольшее видовое богатство в годы исследований наблюдали в зоне вершины восточной части Финского залива, населенной пресноводными и немногочисленными солоноватоводными донными животными, подверженной сильному антропогенному воздействию.

Таблица 3.4.3

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости индекса видового разнообразия Шеннона (H), численности, (N , $\text{экз} \cdot \text{м}^{-2}$) и биомассы (B , $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$) зообентоса от первичной продукции (A , $\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$), деструкции фитопланктона (D , $\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$) и их соотношения (A/D) концентрации сухого вещества (CB , $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$) и индекса сапротоксобности (St , %) в Невской губе в 1997 г.

№		B	Std. Err.	t(6)	p-level	R
1	Индекс Шеннона (H , $\text{бит} \cdot \text{экз.}^{-1}$)					
	Intercept	6.68	1.05	6.39	0.00	0.84
	St	-0.05	0.01	-3.18	0.02	
	A, $\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$	-1.00	0.61	-1.62	0.16	
Численность, (N , $\text{экз} \cdot \text{м}^{-2}$)						
2	B					
	Intercept	-10383.95	41200.32	-0.25	0.81	0.85
	St	1326.34	472.69	2.81	0.05	
	D, $\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$	-48454.93	25864.75	-1.87	0.13	
	A/D	-119731.24	69151.77	-1.73	0.16	
	A, $\text{гС} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$	79779.06	57140.46	1.40	0.24	
Биомасса (B , $\text{г} \cdot \text{м}^{-2}$)						
3	B					
	Intercept	-22.41	42.82	-0.52	0.62	0.72
	CB, $\text{мг} \cdot \text{л}^{-1}$	17.69	6.41	2.76	0.03	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров; R — коэффициент корреляции ($P = 0.95$).

Методом множественной (шаговой) корреляции проводили анализ, позволяющий оценить степень влияния первичной продукции и деструкции фитопланктона, концентрации хлорофилла, общего фосфора и сухого вещества на структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных в Невской губе в 1997, 2003 и 2004 г.

Для оценки влияния неучтенных характеристик загрязнения преимущественно токсического характера на сообщества был выбран индекс сапротоксности (St).

В 1997 г. проявилось влияние первичной продукции на видовое разнообразие сообществ донных животных (табл. 3.4.3, уравнение 1). По результатам исследований 1997 и 2003 г. видовое разнообразие сообществ донных животных снижалось с увеличением первичной продукции (от 0.23 до 0.90 гС·м⁻² сутки) с 3.57 на станции № 15, расположенной в области наибольшей проточности до 1.5 бит·экз.⁻¹ на станции № 23, расположенной в юго-западной части губы вблизи г. Ломоносов (рис. 2 в разделе «Материал и методика»).

Численность зообентоса возрастала с увеличением первичной продукции и снижалась с повышением деструкции и соотношения A/D (табл. 3.4.3, уравнение 2). Биомасса зообентоса возрастала с увеличением концентрации сухого вещества (табл. 3.4.3, уравнение 3). Следует отметить, что в 1997 г. биомасса крупных двусторчатых моллюсков унионид составляла на отдельных станциях от 106 до 160 г·м⁻² и суммарная биомасса зообентоса возрастала с увеличением концентрации сестона от 4.2 до 11.5 мг·л⁻¹ от 3.9 в зоне наибольшей проточности (станция 15) до 175.2 г·м⁻² в юго-западной части губы вблизи г. Ломоносова (станция 23) (рис. 2 «Материал и методика»).

Степень совпадения рассчитанных по уравнениям (1–3) и измеренных параметров была довольно высока, коэффициенты корреляции (R) в уравнениях 1–3 составляли 0.84, 0.85 и 0.72 соответственно (табл. 3.4.3).

Влияние первичной продукции на видовое богатство сообществ донных животных в Невской губе проявилось и в 2003 г., но отмечен высокий уровень зависимости видового богатства от индекса сапротоксности St (p-level = 0.06), т.е. от влияния неучтенных показателей, вероятнее всего, от токсического загрязнения (табл. 3.4.4, уравнение 4). Этот вывод подтверждают приведенные выше данные о существенном влиянии токсического загрязнения на видовое богатство зообентоса Невской губы (табл. 3.4.1).

Анализ влияния биотических и абиотических факторов на биологическое разнообразие зообентоса в Невской губе в 2003 г. показал очень высокую и равную значимость по степени влияния концентраций хлорофилла «а» и величин первичной продукции, с увеличением которых видовое разнообразие снижалось. Степень совпадения рассчитанных и измеренных значений индексов видового разнообразия была достаточно высока (R = 0.90), (табл. 3.4.4, уравнение 5). В отличие от уравнения 4 в уравнении 5 влияние токсического загрязнения на биологическое разнообразие зообентоса не проявилось, что указывает на более высокую устойчивость этой характеристики сообществ донных животных. Это вполне естествен-

Таблица 3.4.4

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости числа видов (N_{sp}), индекса видового разнообразия Шеннона (H), биомассы (B , $г \cdot м^{-2}$), продукции сообщества (P_{com} , $кал \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$), зообентоса, концентрации хлорофилла «а» ($Xл$, $мкг \cdot л^{-1}$), первичной продукции (A , $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$), концентрации общего фосфора ($P_{общ.}$, $мкг \cdot л^{-1}$) и индексов сапротоксности (St , %) в Невской губе в 2003–2004 гг.

№	Параметры	B'	Std. Err.	t(4)	p-level	R
		Число видов (N_{sp})				
4	Intercept	35.08	5.90	5.94	0.0040	0.84
	St, %	-0.25	0.09	-2.67	0.06	
	A, $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$	-4.57	4.40	-1.04	0.36	
		Индекс Шеннона (H , бит·экз. ⁻¹)				
5	Intercept	4.23	0.35	12.11	0.0003	0.90
	A, $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$	-1.04	0.35	-2.95	0.04	
	Xл, $мкг \cdot л^{-1}$	-0.05	0.02	-2.94	0.04	
		Биомасса (B , $г \cdot м^{-2}$)				
6	Intercept	17.02	4.56	3.73	0.003	0.81
	$P_{общ.}$, $мкг \cdot л^{-1}$	-0.24	0.06	-3.89	0.002	
	Xл, $мкг \cdot л^{-1}$	1.12	0.41	2.73	0.018	
	A, $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$	-9.90	9.17	-1.08	0.301	
		Продукция сообщества (P_{com} , $кал \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$)				
7	Intercept	-320.70	278.63	-1.15	0.27	0.75
	St, %	7.22	3.68	1.96	0.07	
	Xл, $мкг \cdot л^{-1}$	17.67	7.50	2.36	0.04	
	$P_{общ.}$, $мкг \cdot л^{-1}$	-2.54	1.98	-1.28	0.22	
		Интегральный показатель (IP' , %)				
8	Intercept	31.93	5.28	6.05	0.10	0.99
	A, $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$	26.28	5.25	5.01	0.13	
	h_m	5.92	1.51	3.92	0.16	
	D, $гC \cdot м^{-2} \cdot сут.^{-1}$	-8.75	2.96	-2.96	0.21	
	$P_{общ.}$, $мкг \cdot л^{-1}$	0.05	0.03	1.39	0.40	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров; R – коэффициент корреляции ($P = 0.95$).

но, поскольку при эвтрофировании экосистем в первую очередь происходит возрастание доминирования видов-индикаторов.

Биомасса (B) и продукция сообществ донных животных (P_{com}) в Невской губе в 2003–2004 гг. возрастали с увеличением показателя трофии экосистемы — концентрации хлорофилла «а». С увеличением концентрации общего фосфора B и P_{com} зообентоса снижались (табл. 3.4.4, уравнения 6, 7). Значимость влияния первичной продукции на биомассу зообентоса была сравнительно низка (табл. 3.4.4,

уравнение 6). Индекс сапротоксобиности в уравнении (7) указывает на неучтенные факторы. Степень совпадения расчетных и измеренных значений P_{com} была ниже, чем в уравнениях 4–6, что также указывает на наличие неучтенных факторов (табл. 3.4.4, уравнение 7).

Величины интегрального показателя IP' в Невской губе в 2003–2004 гг. так же как структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных зависели от абиотических и биотических факторов (табл. 3.4.4, уравнение 8). По уровню значимости в определении степени загрязнения (IP') первое место занимала первичная продукция. Значения интегрального показателя (IP') достоверно возрастали (от 48.3 до 72.2) с увеличением первичной продукции и глубины. Уровень значимости деструкции фитопланктона и концентрации общего фосфора был значительно ниже. Степень совпадения рассчитанных по уравнению (8) и измеренных по структурным характеристикам значений IP' была очень велика ($R = 0.99$).

Таким образом, загрязнение токсическими и органическими веществами, влияющими на видовое богатство, видовое разнообразие, численность, биомассу и продукцию зообентоса, в значительной степени определяло неоднородность структуры сообществ донных животных на акватории Невской губы в 1994–2005 гг.

По сравнению с Невской губой условия обитания животных в восточной части Финского залива наиболее неблагоприятны. Наблюдающаяся там соленость воды 5–7‰ отрицательно влияет, как на пресноводные, так и на солоноватоводные организмы (Хлебович, 1974). Это влияние усугубляется резкими и непериодичными колебаниями солености. В понижениях рельефа, где скапливаются более тяжелые соленые воды, уже много лет отмечается дефицит кислорода (Шишкин и др., 1989).

Поэтому в восточной части Финского залива видовой состав и количественное развитие донных животных определяются сочетанием неблагоприятных для развития донных животных естественных факторов, в частности, меняющейся в зависимости от степени подтока Балтийских вод соленостью и антропогенного воздействия.

Наибольшее видовое богатство и видовое разнообразие донных животных в 1994–2005 гг. наблюдали в восточной части залива в сильно загрязненной и эвтрофируемой зоне вершины восточной части Финского залива с соленостью не более 3‰. Основное отличие зообентоса вершины восточной части Финского залива эстуария от зообентоса Невской губы — отсутствие крупных двустворчатых моллюсков унионид. Зообентос вершины восточной части Финского залива эстуария в 1994–2005 гг. был представлен пресноводными видами и немногочисленными солоноватоводными. Западнее происходило резкое выпадение пресноводных видов и появлялись морские, возрастала доля солоноватоводных (см. раздел 2.7. «Зообентос открытых вод эстуария р. Невы»). Таким образом, под воздействием возрастающей в западном направлении солености видовое богатство и видовое разнообразие донных животных снижалось (рис. 3.4.1, 3.4.2).

Влияние антропогенного воздействия на зообентос восточной части Финского залива также достаточно сильно выражено. Это подтверждается зависимостью

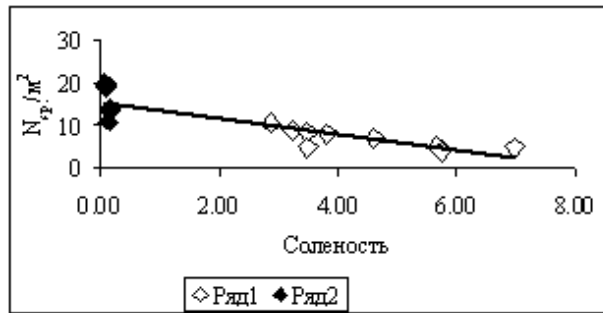


Рис. 3.4.1. Зависимость числа видов ($N_{гр.м^2}$) зообентоса от солености в Невской губе и восточной части Финского залива в 1994–2002 гг.

1 — Финский залив, 2 — Невская губа.

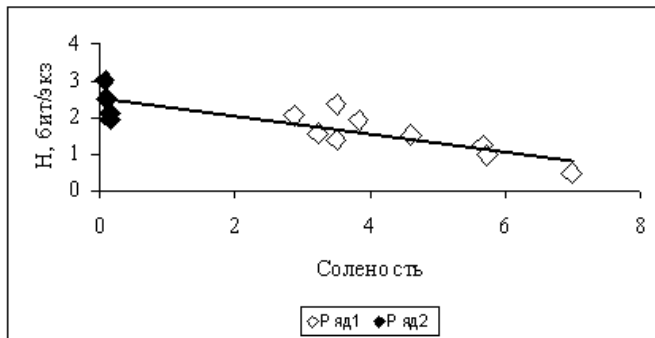


Рис. 3.4.2. Зависимость индекса видового разнообразия (H) зообентоса от солености в Невской губе и восточной части Финского залива в 1994–2003 гг.

1 — Финский залив, 2 — Невская губа.

IP' от показателя биохимического потребления кислорода в эпилимнионе ($БПК_{5эп}$) на 12 станциях (вершина восточной части Финского залива и открытая часть залива), исследованных в 2001 г. $БПК_5$ показывает количество легко окисляемого органического вещества (ЛОВ) в воде и часто используется при оценке степени загрязнения вод. Значения $БПК_{5эп}$ в 2001 г. изменялись от 0.74 до 2.04 гО·м⁻³, характеризую качество вод на отдельных участках восточной части Финского залива от 2 до 4 класса (от олиго- до альфамезосапробных). Значения интегрального показателя IP' изменялись от 39.7 до 71.5%, и также указывали на 3 класса вод, но на один класс качества ниже, чем по $БПК_{5эп}$ (от 3 до 4–5 классов) от «умеренно загрязненных» до «загрязненных-грязных». Максимальные значения $БПК_{5эп}$ и IP' наблюдали в вершине восточной части Финского залива эстуария, в западном направлении они снижались. Значение коэффициента корреляции в этой зависимости было достаточно высоким $R = 0.85$ (рис. 3.4.3). Следует подчеркнуть, что зависимость IP' от $БПК_{5эп}$ наблюдали в градиенте солености изменяю-

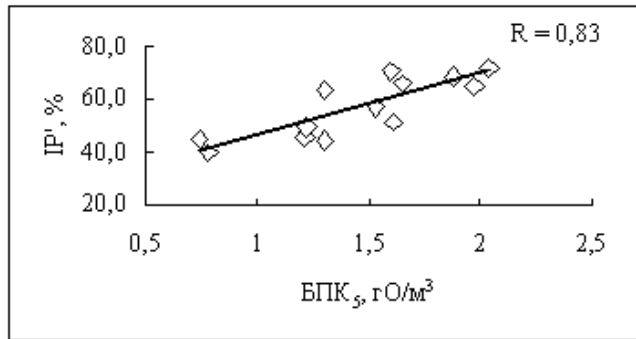


Рис. 3.4.3. Зависимость интегрального показателя IP' от BPK_5 в восточной части Финского залива в 2001 г.

щейся от 0.34 до 3.3%, возрастающей с востока на запад. Зависимость IP' от первичной продукции в 2001 г. была выражена в меньшей степени, на что указывал более низкий коэффициент корреляции ($R = 0.57$). Численность донных животных в наибольшей степени зависела от солёности ($R = 0.71$) и снижалась с ее увеличением в западном направлении.

Как показали результаты мультирегрессионного анализа величины IP' в восточной части Финского залива в 2001 г. в значительной степени определялись значениями $BPK_{5элн}$, уровень значимости солёности был значительно ниже (табл. 3.4.5, уравнение 9). Степень совпадения значений IP' , рассчитанных по уравнению 9 и по структурным характеристикам зообентоса, была достаточно высока ($R = 0.92$).

Таблица 3.4.5

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости интегрального показателя (IP' , %) и первичной продукции (A , $гС \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$) от биохимического потребления кислорода ($BPK_{5элн}$, $гО \cdot м^{-3}$) и солёности (S , ‰) в восточной части Финского залива в 2001 г.

№	Параметры	B	Std. Err.	t(9)	p-level	R
Интегральный показатель IP' , %						
9	Intercept	45.80	8.82	5.19	0.00	0.92
	$BPK_{5элн}$, $гО \cdot м^{-3}$	14.23	4.38	3.25	0.01	
	S , ‰	-5.32	1.85	-2.87	0.02	
Первичная продукция, A , $гС \cdot м^{-2} \cdot сут^{-1}$						
10	Intercept	0.93	0.84	1.11	0.30	0.74
	S , ‰	-0.33	0.15	-2.22	0.05	
	$BPK_{5элн}$, $гО \cdot м^{-3}$	0.88	0.68	1.29	0.23	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров; R – коэффициент корреляции ($P = 0.95$).

Результаты мультирегрессионного анализа показали, что первичная продукция в наибольшей степени зависела от солёности, с увеличением которой снижалась в западном направлении (табл. 3.4.5, уравнение 10).

В зоне вершины восточной части Финского залива влияние загрязнения и эвтрофирования на структурные характеристики зообентоса более заметно.

Видовое богатство и видовое разнообразие донных животных в значительной мере определялись величинами БПК₅ в эпи- и гипolimнионе, первичной продукции, деструкции фитопланктона и их соотношением. Несмотря на то, что в уравнениях 11, 12 (табл. 3.4.6) солёность не представлена в качестве значимого фактора влияния, видовое богатство и видовое разнообразие в этой зоне были максимальными в наиболее загрязнённых пресноводных участках вершины восточной части Финского залива. Наиболее высокий уровень значимости в уравнениях (11, 12) отмечен для БПК₅ в гипо- и эпимлинионе (табл. 3.4.6). Степень совпадения значений числа видов и индексов видового разнообразия, рассчитанных по уравнениям (11, 12) и по структурным характеристикам зообентоса, была высока (R — 0.908 и 0.998 соответственно).

Усиление процесса эвтрофирования вершины восточной части Финского залива в 2003 г. приводило к повышению уровня значимости в определении видового

Таблица 3.4.6

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости индекса видового разнообразия Шеннона и числа видов зообентоса от биохимического потребления кислорода в эпи- и гипolimнионе (БПК_{5эпи}, гО·м⁻³, БПК_{5гипо}, гО·м⁻³), первичной продукции (А, гС·м⁻³·сут.⁻¹) и деструкции фитопланктона (D_{гипо}, гС·м⁻³·сут.⁻¹) и их соотношения (А/Д) в зоне вершины восточной части Финского залива в 2001 г.

№	Параметры	B	Std. Err.	t(3)	p-level	R
11		Индекс Шеннона, Н, бит·экз ⁻¹				0.908
	Intercept	-8.03	2.78	-2.89	0.06	
	БПК _{5эпи} , гО·м ⁻³	0.58	0.58	1.01	0.39	
	БПК _{5гипо} , гО·м ⁻³	6.26	2.18	2.87	0.06	
	D _{гипо} , гС·м ⁻³ ·сут. ⁻¹	25.50	10.70	2.38	0.10	
		Число видов, Nsp·м ⁻²				
12		B	Std. Err.	t(2)	p-level	0.998
	Intercept	3.76	0.36	10.58	0.01	
	БПК _{5эпи} , гО·м ⁻³	2.89	0.16	18.19	0.003	
	A/D	0.46	0.10	4.71	0.04	
	БПК _{5гипо} , гО·м ⁻³	-2.12	0.49	-4.31	0.05	
	A _{эпи} , гС·м ⁻³ ·сут. ⁻¹	0.33	0.20	1.68	0.23	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров (P = 0.95).

го богатства, численности и биомассы зообентоса таких факторов как первичная продукция, концентрация хлорофилла «а» и фосфора (табл. 3.4.7). Первичная продукция и концентрация хлорофилла «а» стали в 2003 г. наиболее значимыми факторами, определяющими видовое богатство донных животных, концентрации хлорофилла «а» — наиболее значимым фактором по отношению к численности зообентоса (табл. 3.4.7). Причем видовое богатство, видовое разнообразие, численность и биомасса донных животных вершины восточной части Финского залива в годы наблюдений всегда были максимальными в наиболее загрязненных пресноводных участках.

Степень совпадения значений числа видов и численности, рассчитанных по уравнениям (13, 14) и по структурным характеристикам зообентоса, была достаточно высока ($R = 0.98$ и 0.98 соответственно), степень точности расчета биомассы (уравнение 15) значительно ниже ($R = 0.88$), что указывает на влияние неучтенных факторов (табл. 3.4.7).

Таблица 3.4.7

Параметры уравнений мультирегрессии зависимости числа видов (N_{sp}) и численности (N , экз. \cdot м⁻²) зообентоса от концентрации хлорофилла «а» ($X_{л_{эпи}}$, мкг \cdot л⁻¹), первичной продукции (A , гС \cdot м⁻² \cdot сут.⁻¹), концентрации общего фосфора в эпилимнионе ($P_{общ_{эпи}}$, мкг \cdot л⁻¹), глубины (h , м) и прозрачности (Sec , м) в зоне вершины восточной части Финского залива в 2003 г.

№	Параметры	B	Std. Err.	t(3)	p-level	R
Число видов, N_{sp}						
13	Intercept	-2.88	4.08	-0.71	0.53	0.98
	$X_{л_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	0.96	0.31	3.14	0.05	
	A , гС \cdot м ⁻² \cdot сут. ⁻¹	11.48	2.82	4.08	0.03	
	$P_{общ_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	-0.07	0.02	-3.06	0.06	
	h , м	-0.11	0.10	-1.08	0.36	
Численность, N , экз. \cdot м ⁻²						
14	Intercept	-11666.5	5560.17	-2.10	0.10	0.98
	$X_{л_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	1709.3	437.92	3.90	0.02	
	$P_{общ_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	67.78	30.43	2.23	0.09	
	h , м	219	152.90	1.43	0.23	
Биомасса, B , г \cdot м ⁻²						
15	Intercept	11.97	59.67	0.20	0.86	0.88
	$X_{л_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	2.52	5.74	0.44	0.70	
	h , м	0.36	1.69	0.21	0.85	
	Sec , м	-11.07	18.01	-0.61	0.60	
	A , гС \cdot м ⁻² \cdot сут. ⁻¹	-18.83	44.05	-0.43	0.71	
	$P_{общ_{эпи}}$, мкг \cdot л ⁻¹	0.31	0.48	0.65	0.58	

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров ($P = 0.95$).

В глубоководной зоне воздействие антропогенных факторов менее выражено, чем в вершине эстуария. Значительные изменения в бентосе, наблюдавшиеся здесь в последние годы, были связаны с периодическим возникновением гипоксийно-аноксичных явлений в придонных слоях воды вызванных, главным образом, естественными циклическими гидрометеорологическими процессами (см. раздел 3.3). На фоне столь значительной естественной изменчивости трудно адекватно оценить роль антропогенных факторов в динамике донных сообществ этого участка залива.

Таким образом, о негативных последствиях процесса эвтрофирования отдельных участков Невской губы, происходящего под влиянием органического загрязнения, свидетельствуют высокие значения коэффициентов корреляции индекса видового разнообразия и числа видов донных животных с концентрацией хлорофилла и первичной продукцией экосистемы в 2003–2004 гг. Токсическое загрязнение также несомненно оказывало существенное влияние на структуру и функционирование сообществ донных животных. Показательно, что изменение IP' в 1994–2005 гг. (рис. 3.4.4) происходило синхронно с изменением «индекса загрязненности вод» (ИЗВ), рассчитанного на основе гидрохимических показателей токсического и органического загрязнения (смотри статью Фрумина в наст. сборнике). В этот период в Невской губе на фоне снижения ИЗВ от значений ≥ 2 в 1994 г. до 1.5 в 1997 г. происходило увеличение видового богатства (с 11 до 19 видов в среднем на акваторию на одной станции) и видового разнообразия сообществ донных животных с 2 до 2.7 бит·экз.⁻¹. Повышение ИЗВ в начале XXI столетия до значений ≥ 2 привело к снижению среднего числа видов зообентоса на одной станции в 2005 г. до 13 и видового разнообразия до 2.4 бит·экз.⁻¹.

Снижение ИЗВ в 90-е гг. XX столетия приводило к росту видового разнообразия по сравнению с 80-ми гг. и появлению более чистоводных видов донных животных, имеющих морфологические отклонения, вызванные токсичностью среды обитания. Например, в 90-е гг. в Невской губе увеличилась доля аномальных особей массового вида олигохет *Spirosperma ferox* (Balushkina, Finogenova, 2003). Несмотря на снижение ИЗВ в 90-е гг. токсичность среды обитания оставалась слишком высокой для нормального развития чистоводных видов донных животных. В последующие годы (2000–2005 гг.) влияние токсического загрязнения несмотря на увеличение ИЗВ сказывалось в меньшей степени, что, было связано с эвтрофированием отдельных участков Невской губы. Как показали работы Милбринка (Milbrink, 1987) и Видерхолма (Wiederholm, 1987), благоприятные трофические условия ослабляют реакцию олигохет на загрязнение тяжелыми металлами.

Таким образом, структуру сообществ донных животных эстуария р. Невы в 1994–2005 гг. в значительной степени определяли антропогенные факторы. В наибольшей степени их влияние проявлялось в Невской губе и зоне вершины восточной части Финского залива.

Структурные характеристики зообентоса и состояние экосистемы глубоководной зоны восточной части Финского залива в годы наблюдений были связаны с

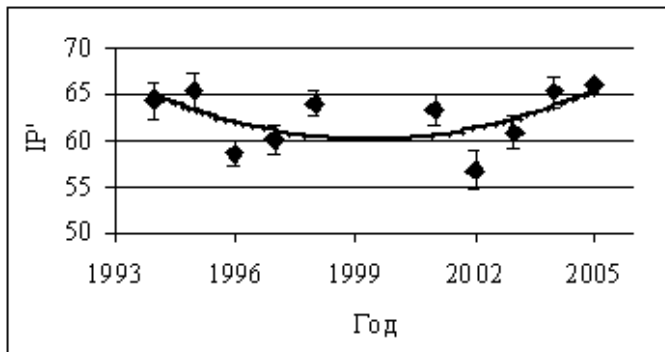


Рис. 3.4.4. Изменение интегрального показателя IP' в Невской губе в 1994–2005 гг.

Таблица 3.4.8

Значения коэффициентов парной корреляции Пирсона структурных характеристик сообществ донных животных и интегрального показателя IP' с гидрофизическими, гидрохимическими и функциональными характеристиками открытой части эстуария в 2001–2005 гг.

Параметры	IP'	N	B	Nsp	H
h, м	0.26	0.16	0.33	-0.60	-0.79
Xл _{эпи} , мкг·л ⁻¹	0.80	-0.52	-0.36	-0.88	-0.80
Xл _{гипо} , мкг·л ⁻¹	0.12	-0.26	-0.34	-0.63	-0.12
P _{общ.эпи} , мкг·л ⁻¹	-0.76	0.89	0.87	0.14	0.02
P _{общ.гипо} , мкг·л ⁻¹	0.21	-0.50	-0.61	0.48	0.64
A, гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-0.33	0.69	0.84	0.06	-0.45
D, гС·м ⁻² ·сут. ⁻¹	-0.19	0.56	0.74	-0.14	-0.64
A/D	-0.19	-0.23	-0.45	0.30	0.78
СВ _{эпи} , мг·л ⁻¹	0.82	-0.76	-0.61	-0.55	-0.63
СВ _{гипо} , мг·л ⁻¹	0.80	-0.80	-0.80	-0.62	-0.18
ВОВ _{эпи} , мг·л ⁻¹	0.51	-0.63	-0.55	0.00	-0.13
ВОВ _{гипо} , мг·л ⁻¹	-0.40	0.02	-0.11	0.05	0.28

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные значения параметров (P = 0.95).

периодическим возникновением гипоксийно-аноксийных явлений в придонных слоях воды вызванных, главным образом, естественными циклическими гидрометеорологическими процессами.

3.5. ДИНАМИКА ЗООБЕНТОСА ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ В УСЛОВИЯХ ЭВТРОФИРОВАНИЯ

Эвтрофирование прибрежной зоны одна из наиболее острых проблем Балтийского моря (Cloern 2001; Schernewski, Schieffer, 2002). Высокие концентрации биогенных веществ (фосфора и азота), поступающие в эстуарий р. Невы, способствуют быстрому распространению и интенсивному росту нитчатых водорослей, главным образом *Cladophora glomerata* (Golubkov et al., 2003; Голубков, 2004; Berezina et al., 2005). Во время штормов, наиболее частых в эстуарии с середины лета, и колебаниях уровня воды при смене погоды, нитчатки отрываются от субстратов и скапливаются в мелководье. Период разложения *C. glomerata* длится около 35 сут. (Paalme et al., 2002). В этот период часто отмечали ухудшение световых условий, гипоксию и аноксию (< 2 мгО/л), выделение сероводорода в донных местообитаниях (Peskol, Rivers, 1996; Raffaelli et al., 1998; Karlson et al., 2002). Эти явления приводили к гибели многих чувствительных видов беспозвоночных и сохранению в донных сообществах лишь наиболее эврибионтных видов (Norkko, Bonsdorff, 1996; Bonsdorff et al., 1997; Everett, 1994; Cummins et al., 2004; Berezina et al., 2005). Кроме того, штормовые выбросы — важный источник вновь поступающих в воду биогенных веществ, которые могут стимулировать рост новых нитей водорослей. В условиях эстуария р. Невы возобновление биомассы *C. glomerata* возможно несколько раз за лето (Orlova et al., 1999). Последствия массового развития нитчаток некоторые авторы рассматривают как один из серьезных типов загрязнения Балтийского моря (Lehvo, Back, 2001).

Проблема влияния последствий эвтрофирования на сообщества беспозвоночных в мелководных местообитаниях эстуариев напрямую связана с проблемой нарушения стабильности и снижения биоразнообразия экосистем, и изучение биоценозов прибрежных зон требует усиленного внимания. Исследования зообентоса эстуария р. Невы проводятся на протяжении уже более 100 лет, однако они традиционно были приурочены в основном к открытым акваториям (Скориков, 1910; Вислоух, 1913; Дерюгин, 1922, 1923; Салазкин, 1982; Шишкин и др., 1989; Анцупевич, Чивилев, 1992; Балушкина и др., 1996; Лаврентьева, Сулопарова, 2006). Более подробно прибрежную зону исследовали в Невской губе в 1980-х гг., когда была изучена структурно-функциональная организация зарослевых сообществ (Винберг, Гутельмахер, 1987). Цель настоящей работы изучить динамику макрозообентоса в прибрежной зоне Финского залива на Российской акватории. Помимо мониторинга численности, биомассы и продуктивности зообентоса, были изучены и основные характеристики среды обитания беспозвоночных (температура, соленость, содержание кислорода и общего фосфора). Это позволило учесть влияние последствий эвтрофирования на динамику зообентоса прибрежья и выявить основные тенденции его изменения в последние годы.

На всех изученных прибрежных станциях (1–12, см. рис. 1, 2, раздел «Материалы и методы») в эстуарии р. Невы выявлено равномерное распределение температуры и электропроводности по глубине. В период пробоотбора в мае вода прогревалась до 9–11 °С. Летние дневные температуры изменялись в разные годы (18–25 °С в 2002 г., 14–27 °С в 2004 г. и 16–28 °С в 2005 г.). Максимальные дневные температуры воды и ее наибольшие суточные колебания отмечались в июле. Так, 14 июля 2005 г. при среднесуточной температуре воды $T_{\text{cp}} = 23.12 \pm 1.08$ суточные колебания составили 9 °С (рис. 3.5.1). В сентябре дневная температура была существенно ниже — от 8 до 14 °С и к концу октября опускалась до 1–4 °С.

Низкая минерализация воды (40–70 мг/л) характерна для северо-восточной части Невской губы, что определяется влиянием стока р. Невы (ст. 6, табл. 3.5.1). В южной части губы (ст. 7–9) она была выше — 130–900 мг/л. За дамбой защитных сооружений соленость воды достигала 0.3–0.82 г/л в Курортной зоне (ст. 3–5), 1.48–2.03 г/л в районе Приморска (ст. 1 и ст. 2) и 2.64–3.3 г/л в Лужской и Копорской губах (ст. 10–12, табл. 3.5.1).

Летом в дневные часы вода в прибрежье эстуария р. Невы хорошо насыщена кислородом (78–151%, рис. 3.5.2) благодаря интенсивному фотосинтезу водных растений (макрофитов и фитопланктона) и диффузии с поверхности воды. В ночное время уровень насыщения воды кислородом существенно понижался (рис. 3.5.2). Хотя среднесуточные концентрации кислорода в воде в зарослях нитчатых водорослей *C. glomerata* сырой биомассой 0.5–1.2 кг/м² ($90.5 \pm 17.4\%$) и в толще воды на литорали, лишенной нитчаток ($99.4 \pm 7.7\%$), различались незначительно, диапазон их колебаний в течение суток был значительно шире в зарослях *C. glomerata* (от 9 до 151%, рис. 3.5.3). В дневные часы при тихой солнечной погоде с середины лета до конца сентября 2002–2005 гг., период наибольшего скопления в прибрежье разлагающихся нитчатых водорослей, регистрировали ме-

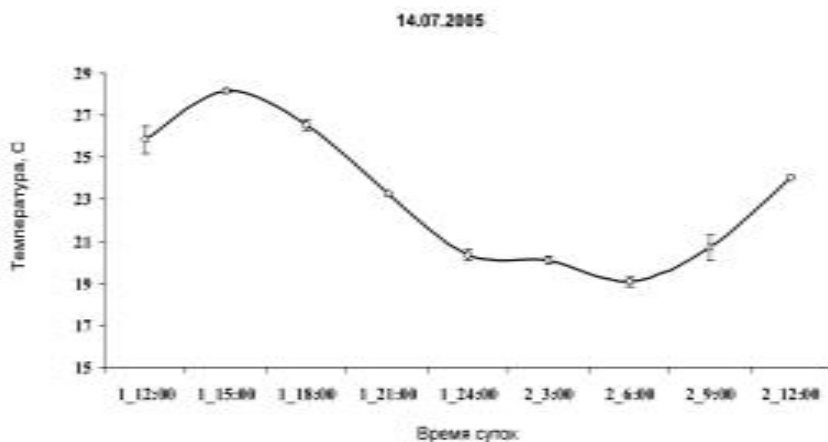


Рис. 3.5.1. Летняя суточная динамика температуры воды в литорали эстуария р. Невы (ст. 4) на глубине 0.5 м.

Таблица 3.5.1

Координаты и некоторые характеристики местообитаний на станциях отбора проб.
 Диапазон характеристик приведен за период наблюдений 2002–2005 гг.

Станции	Месторасположение	Координаты	Минерализация, г/л	Общий фосфор, мкг/л	Водные растения	Проективное покрытие твердых субстратов, %
1	Приморск	60°20'27'' N 28°42'54'' E	1.98–2.03	88–125	<i>C. glomerata</i> , <i>E. intestinalis</i> , <i>Potamogeton</i> spp.	54
2	М. Флотский	60°09'44'' N 29°09'34'' E	1.48–1.61	45–60	<i>C. glomerata</i> , <i>E. intestinalis</i>	43
3	Ушково	60°11'41'' N 29°37'17'' E	0.51–0.82	45–50	<i>C. glomerata</i>	59
4	Зеленогорск	60°10'58'' N 29°43'48'' E	0.43–0.52	88–340	<i>C. glomerata</i>	90
5	Репино	60°09'40'' N 29°51'16'' E	0.30–0.44	80–98	<i>C. glomerata</i>	60
6	Ольгино	59°59'32'' N, 30°05'46'' E	0.04–0.07	23–80	<i>P. australis</i> , <i>C. glomerata</i> , <i>S. lacustris</i> , <i>Potamogeton</i> spp.	30
7	Стрельна	59°51'48'' N 30°03'43'' E	0.22–0.9	40–80	<i>C. glomerata</i>	30
8	Петродворец (нижний парк)	59°53'20'' N 29°54'12'' E	0.18–0.53	44–160	<i>C. glomerata</i>	60
9	Дамба (Невская губа)	59°55'48'' N 29°39'21'' E	0.13–0.21	40–65	<i>P. australis</i> , <i>C. glomerata</i> , <i>Typha</i> sp.	30
10	Копорская губа, Колганпя	59°49'23'' N 28°36'22'' E	2.64–2.82	36–45	<i>C. glomerata</i> <i>E. intestinalis</i> , <i>P. littoralis</i>	45
11	Копорская губа, близ устья р. Сис-та	59°48'29'' N 28°54'20'' E	2.82–3.3	45–50	<i>C. glomerata</i> , <i>P. littoralis</i> , <i>Ectocarpus</i> sp., <i>C. rubrum</i>	82.5
12	Лужская губа, Ручьи	59°45'31'' N 28°26'36'' E	2.77–3.1	42–50	<i>P. australis</i> , <i>C. glomerata</i> , <i>P. littoralis</i> , <i>C. rubrum</i>	46

нее 2 мг О/л в придонных слоях воды в течение нескольких дней и даже недель (рис. 3.5.3). Явления деоксигенации наиболее выражены в слое воды под плавающими водорослевыми матами и распространены в основном в узкой полосе мелководной литорали — на расстоянии до 20 м от берега (рис. 3.5.4).

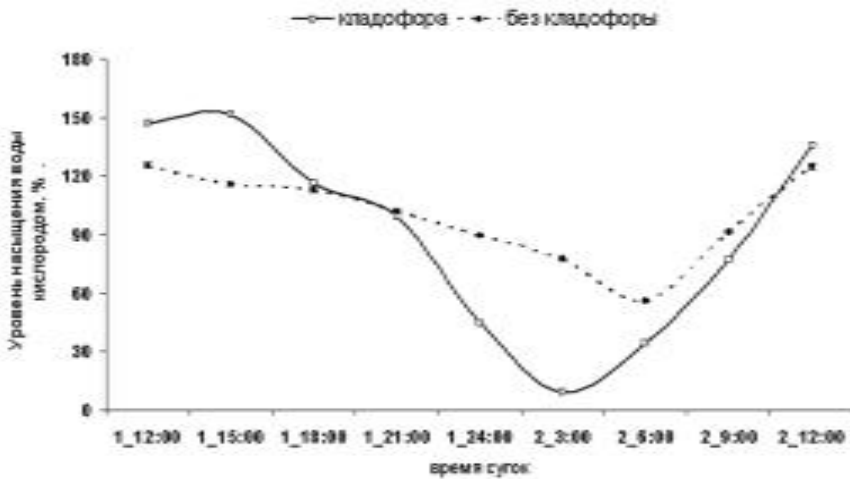


Рис. 3.5.2. Суточная динамика уровня насыщения воды кислородом в литорали на ст. 4 (глубина 0.5 м) на участках с зарослями клатофоры и без нее.

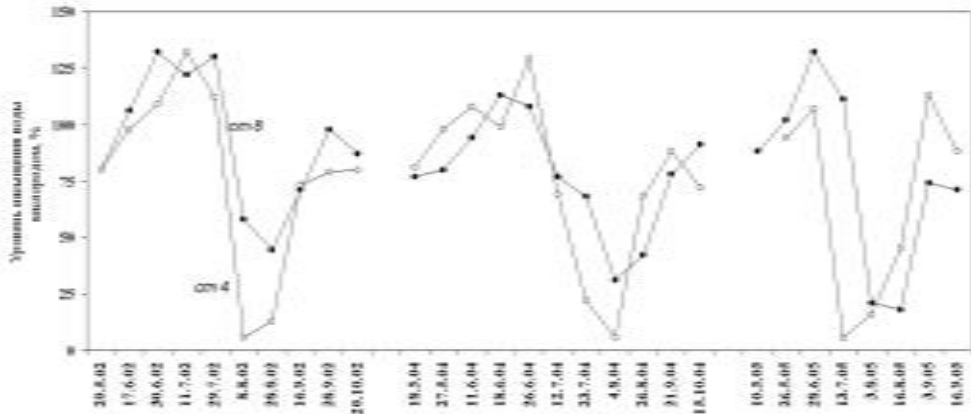


Рис. 3.5.3. Динамика содержания кислорода в воде на ст. 4 и 8 в эстуарии р. Невы с высоким развитием водорослей *Cladophora glomerata*.

Известно, что разлагающиеся маты нитчатых водорослей влияют на динамику биогенных и органических веществ, как в толще воды, так и в поверхностных слоях седиментов (Lavery, McComb, 1991; Peckol, Rivers, 1996). Показано, что в процессе перегнивания матов *C. glomerata* высвобождалось 40–65% фосфора, содержащегося в тканях водорослей (Paalme et al., 2002). Эти процессы в эстуарии р. Невы приводили к возрастанию общего фосфора в воде во время разложения нитчаток (в июле, рис. 3.5.5). На некоторых станциях (ст. 4) содержание общего фосфора в воде было очень высоким в такие периоды (340 мкг/л, табл.

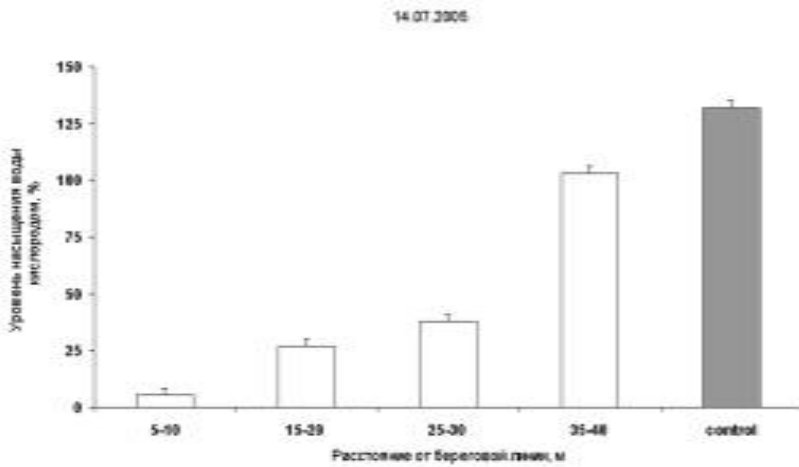


Рис. 3.5.4. Уровень кислорода (%) в прибрежной полосе от уреза до расстояния 40 м от береговой линии на ст. 4 и на участке с отсутствием кладофоры (контроль).

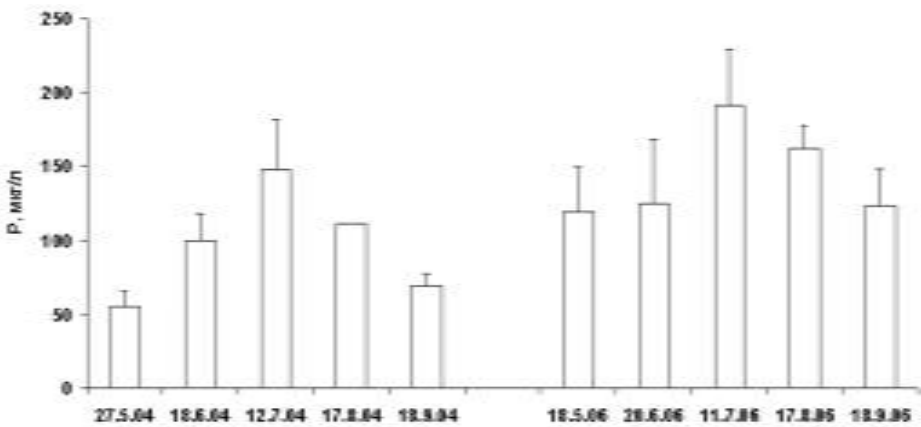


Рис. 3.5.5. Динамика уровня общего фосфора в воде в прибрежье эстуария р. Невы на ст. 4 в 2004 и 2006 гг.

3.5.1). В остальное время оно изменялось от 23 до 160 мкг/л. Наиболее низким содержание фосфора было в южной части эстуария, в Копорской губе (ст. 10).

Значительная межгодовая вариабельность биомассы и численности зообентоса в прибрежье эстуария р. Невы связана с высокой гетерогенностью местообитаний и неоднородностью распределения беспозвоночных в изучаемой зоне. Кроме того, наиболее уязвимы к последствиям цветения водорослей и штормовой активности сообщества в мелководной литорали (до глубины 0.5 м), чем в более глубоководных местообитаниях свыше 1.5 м). Среди беспозвоночных на большин-

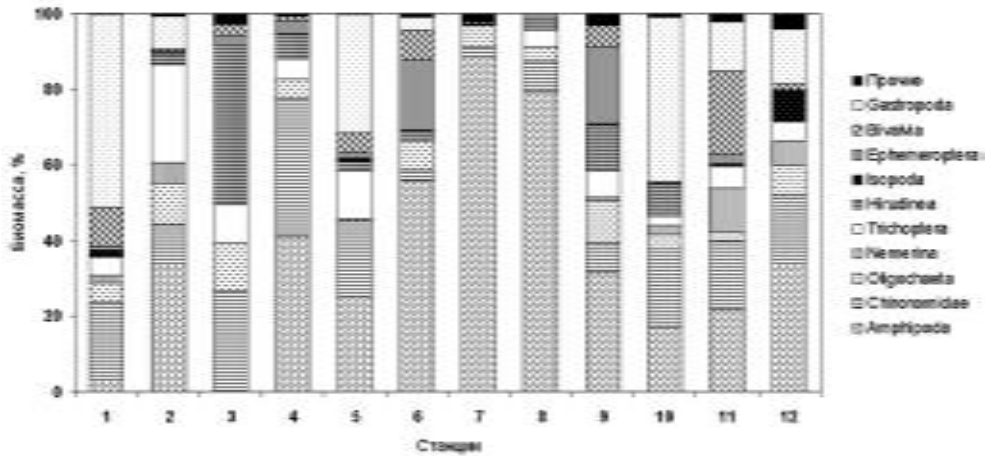


Рис. 3.5.6. Доля основных групп зообентоса в общей биомассе (средняя для данных 2002–2005 гг.) на мелководье (0.3–0.7 м) в литорали эстуария р. Невы.

стве станций в этой зоне доминировали амфиподы, хирономиды и моллюски (рис. 3.5.6), хотя различия между отдельными станциями в относительной биомассе были существенны.

Биомассы зообентоса, отмеченные в июле 2002, 2004–2005 годов были наиболее низки в мелководье (0.5 м) на севере эстуария р. Невы (ст. 1–2, 1.35–4.2 г/м², табл. 3.5.2). На ст. 3 и ст. 4 биомассы изменялись от 2.6 до 14.4 г/м². На ст. 3 доминировали по биомассе пиявки (42%), хирономиды (27%), олигохеты (13%) и ручейники (10%), а на ст. 4 — хирономиды (37%) и амфиподы (41%). В районе пос. Репино (ст. 5) биомассы достигали 21.7–67.6 г/м² за счет обилия гастропод (31%) — *Teodoxus fluviatilis* и *Bithynia tentaculata*, амфипод (25%) — *Gmelinoides fasciatus* и *Pontogammarus robustoides* (Sars) и хирономид (20%) с высоким разнообразием видов (табл. 2.7.1).

В мелководье Невской губы биомассы макрозообентоса изменялись от 12.8 до 20.3 г/м² в ее северной части (ст. 6), достигали 18.7–36.8 г/м² на южных ст. 7 и ст. 8 и 9.1–19.4 г/м² в районе дамбы защитных сооружений г. Санкт-Петербурга (ст. 9; табл. 3.5.2). На всех изученных станциях в Невской губе основную долю (от 32 до 88.5%, рис. 6) в общей биомассе зообентоса составляли амфиподы (*G. fasciatus* и *P. robustoides*). На ст. 6 и 9 развитыми зарослями тростников важное значение в зообентосе имели и личинки поденок, в основном *Caenis robusta* и *Ephoron virgo*. Поденки составляли 18% от общей биомассы зообентоса на ст. 6 и 20% — на ст. 9. На этих же станциях доля олигохет в общей биомассе была 7.7 (ст. 6) и 11.2% (ст. 9), а мелкие двустворчатые моллюски составляли 7.7 (ст. 6) и 5.8% (ст. 9). На остальных станциях доля олигохет и моллюсков в биомассе была менее значительна — 3.6–5.7%

Таблица 3.5.2

Численность и биомасса животных макрозообентоса в литорали восточной части Финского залива в 2002–2005 гг. (без учета дрейссены)

Станция	Глубина	Биомасса, г/м ²			Численность, экз/м ²		
		2002	2004	2005	2002	2004	2005
1	0.5	4.2±1.1	1.8±0.5	1.8±0.55	4560±1781	3586±703	3622±710
	1.5	5.1±1.8	7.8±2.4	36.5±15.2	2341±408	3333±953	2438±522
2	0.5	1.8±0.4	1.35±0.5	1.54±1.01	497±278	420±90	256±87
	1.5	81.3±25.5	14.6±3.3	88.5±14.1	17700±2440	6075±614	53258±21166
3	0.5	2.6±1.42	7.8±0.5	14.4 ±2.05	2453±1360	3000±600	22989±2651
	1.5	12.9±4.3	5.4±0.2	15.1±1.4	4970±2787	4592±433	20889±1399
4	0.5	9.7±0.8	8.0±0.3	10.3±0.7	6517±1480	14718±705	24400±1456
	1.5	43.1±11.3	16.1±6.7	21.5±5.2	13050±4548	5560±2216	20950±2460
5	0.5	67.6±8.7	21.74±0.1	45.0±10.1	20760±9890	5711±2400	29578±4158
	1.5	30.5±16.3	29.8±3.1	29.4±16.8	8400±1340	6980±1050	13133±1719
6	0.5	20.3±4.6	16.5±3.6	12.85±3.1	6912±2267	9996±703	10195±858
7	0.5	28.1±1.15	36.8±11.8	18.7 ±1.2	11300±5024	9614±1748	12152±1917
8	0.5	21.9±6.4	26.6±6.7	31.4±1.7	10050±2364	19921±5071	11130±440
9	0.5	19.4±0.2	9.1±2.4	12.8±3.1	1220±189	3377±609	1899±205
10	0.5	27.1±1.7	3.01±0.2	6.26±1.6	9321±2444	1045±276	3456±654
	1.5	70.2±19.2	10.8±3.1	–	21315±7342	4692±523	–
11	0.5	4.0±1.7	0.95±0.3	2.3±1.1	2177±5821	1144±699	1056±278
	1.5	32.9±24.3	12.3±1.07	54.5±3.4	6064±1470	3025±1563	7101±758
12	0.5	24.8±6.4	12.6±5.25	2.59±1.4	19500±9200	3420±657	2618±1297
	1.5	19.3±3.8	9.4±2.5	8.3±2.3	99220±24500	11812±3712	10462±3102

В прибрежье южной части эстуария, в Лужской и Копорской губах (ст. 10–12) биомасса макрозообентоса варьировала от 0.95 до 27.1 г/м². Важное значение на этих станциях имели солоноватоводные амфиподы *Gammarus zaddachi* Sexton, *Gammarus salinus* Spooner, гастроподы *T. fluviatilis*, *B. tentaculata*, *Potamopyrgus antipodarum* (Gray) и р. *Lymnaea*, немертины *Cyanophthalma obscura*, личинки хирономид и изоподы сем. Janiridae и *Saduria entomon* (рис. 3.5.6).

На глубине от 1.5 м донные сообщества подвержены неблагоприятному влиянию естественных и антропогенных факторов меньше, чем в мелководной литорали, и их биомассы в целом более высоки, чем в мелководье (табл. 3.5.2). На этой глубине начинался биоценоз моллюска *Dreissena polymorpha*. Этот моллюск сформировал плотные поселения, составляя 23–97% в общей биомассе донных сообществ на многих из исследованных участков эстуария за пределами Невской губы (рис. 3.5.7). Наиболее высоких биомасс дрейссена достигала в районе пос. Приморска (484 г/м², ст. 1) и пос. Ушково (306 г/м², ст. 3). В остальных ее местообитаниях (ст. 2, 4, 5 и 7) ее средние биомассы изменялись от 13 до 59.5 г/м². На

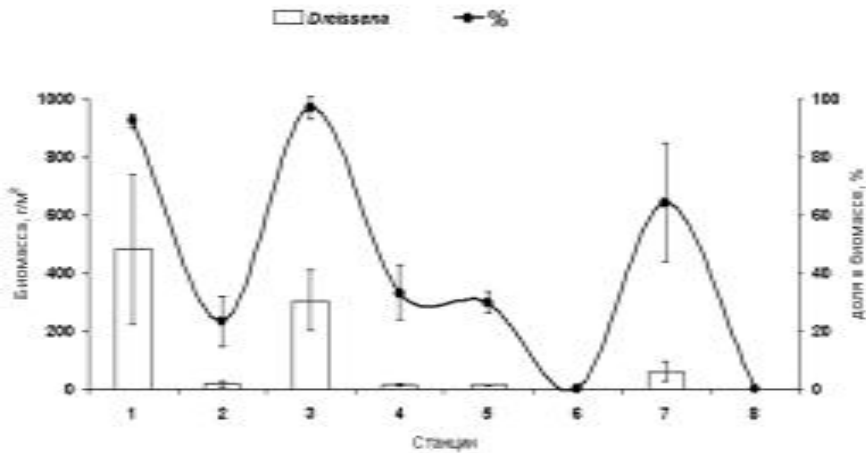


Рис. 3.5.7. Средняя биомасса и доля моллюска *Dreissena polymorpha* в биомассе зообентоса (средняя для данных 2002–2005 гг.) на глубинах 1.5–2 м в литорали эстуария р. Невы.

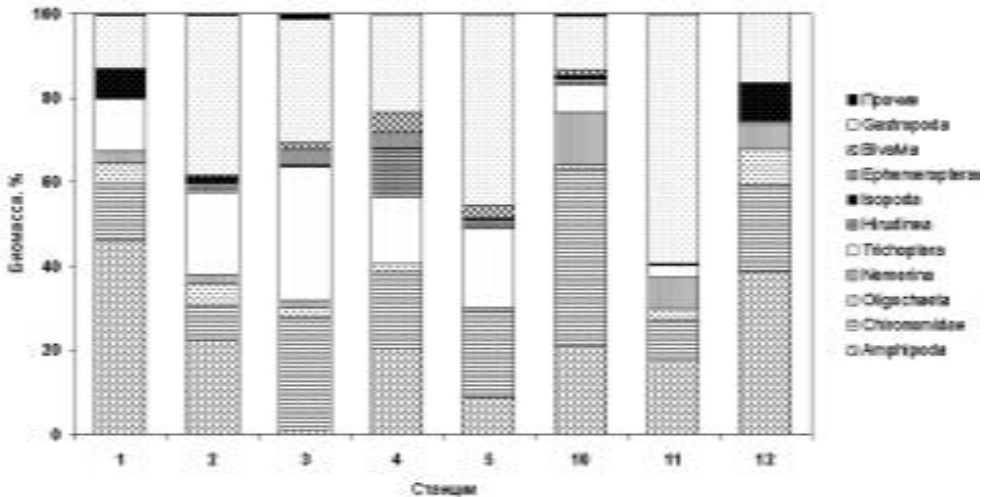


Рис. 3.5.8. Доля основных групп зообентоса в общей биомассе зообентоса (без учета дрейссены) на глубинах 1.5–2 м в эстуарии р. Невы.

большинстве станций на 1.5 м глубине отмечены те же виды, что и на глубине 0.5 м, по биомассе доминировали гастроподы, амфиподы, ручейники и хирономиды (рис. 3.5.8). В солонатоводных частях эстуария также отмечены изоподы и немуртины.

Рассмотрим влияние последствий эвтрофирования прибрежной зоны эстуария р. Невы на динамику зообентоса на примере сообществ беспозвоночных на 2 станциях эстуария, расположенных в его северной части (ст. 4) и на юге Невской губы

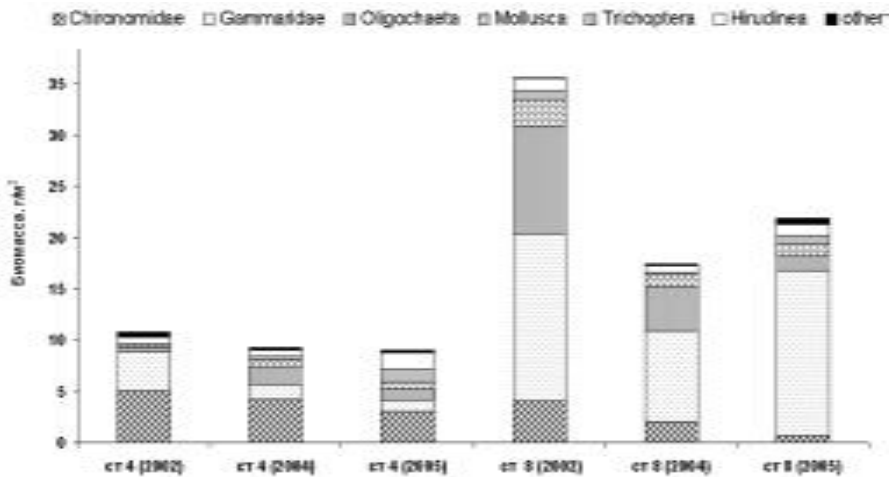


Рис. 3.5.9. Среднесезонные биомассы основных групп зообентоса в 2002, 2004 и 2005 гг. в эстуарии р. Невы на ст. 4 и 8.

(ст. 8). Зообентос на глубине 0.5 на этих станциях представлен в основном амфиподами, хирономидами и олигохетами (рис. 9). В Невской губе (ст. 8) общая биомасса достигала 17–36 г/м², а во внутренней части эстуария (ст. 4) она была в несколько раз ниже, 9–11 г/м². В Невской губе амфиподы (*G. fasciatus* and *P. robustoides*) доминировали по биомассе (46–73)%, достигая от 8.9 до 16.4 г/м². На ст. 4 биомассы этих амфипод были 1–3.9 г/м², составляя от 11 до 36% общей биомассы зообентоса. Доля моллюсков, пиявок и ручейников была высока в некоторые годы на ст. 4 (рис. 3.5.9).

Значительные флуктуации численности донных сообществ и значимых в составе зообентоса групп — олигохет, амфипод, водных насекомых (хирономид, ручейников и поденок) отмечены в период наблюдения (рис. 3.5.10, 3.5.12). В конце июля и в августе их численность снижалась в 4–10 раз. В придонных слоях воды в эти периоды содержание кислорода было 0.62–2.8 мг/л (рис. 3.5.3). Были получены положительные корреляции ($P < 0.5$) между содержанием кислорода в воде и общей численностью зообентоса и численностью его отдельных групп (рис. 3.5.11, 3.5.13).

Резкое снижение численности зообентоса могло быть следствием высокой смертности животных при уровне кислорода в воде ниже 2 мг/л, который для большинства видов является критическим. Например, для амфипод *P. robustoides* и *G. fasciatus* летальными были концентрации кислорода 0.5 и 0.3–0.4 мгО/л, а сублетальный эффект отмечали уже при 2 мгО/л (Дедю, 1980, Verezhina et al., 2005). Также снижение численности могло быть следствием миграции подвижных животных (амфипод, водных насекомых) в более глубокие местообитания с отсутствием дефицита кислорода.

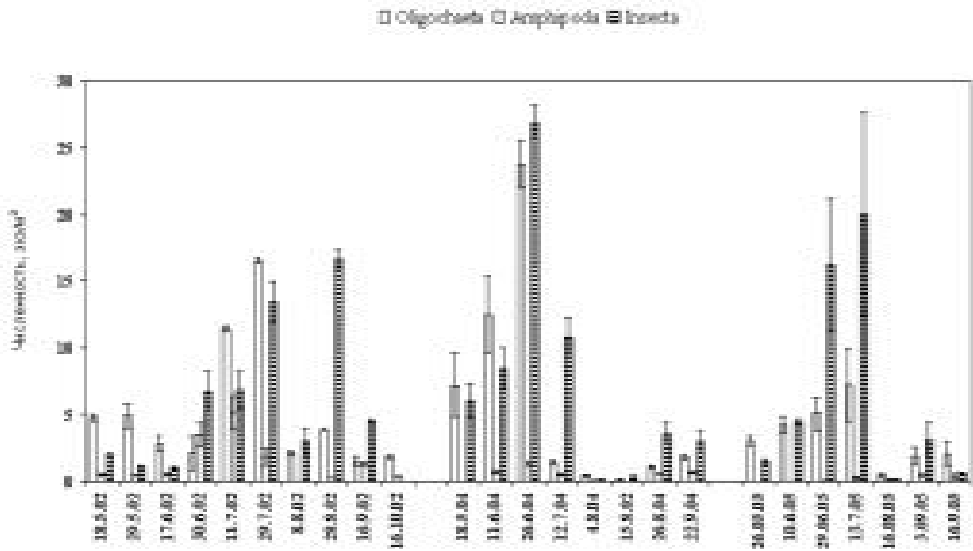


Рис. 3.5.10. Сезонная динамика численности основных групп макрозообентоса в мелководье на ст. 4 (Зеленогорск).

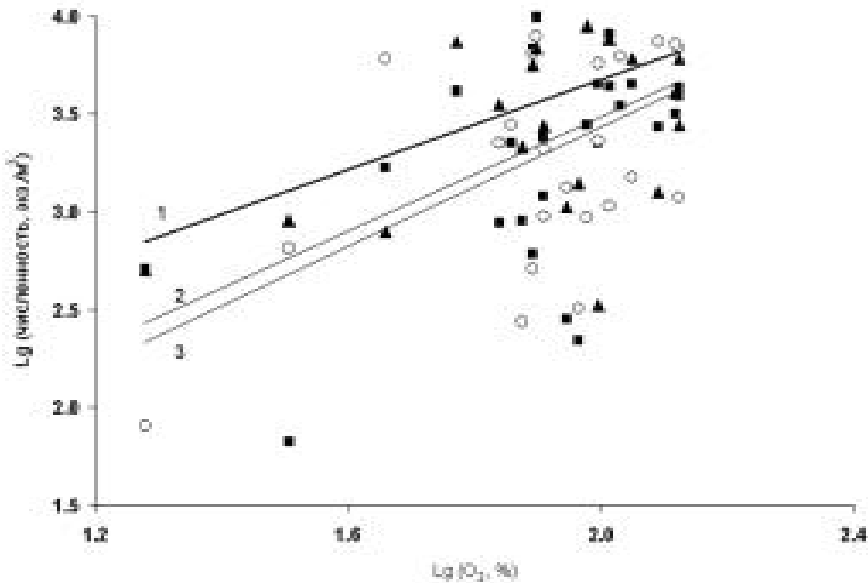


Рис 3.5.11. Корреляция между численностью основных групп зообентоса и содержанием кислорода в воде в мелководном местообитании на ст. 4 ($n = 25$, $p < 0.05$).
1 — Amphipoda ($R^2 = 0.30$), 2 — Oligochaeta ($R^2 = 0.19$), 3 — Chironomidae ($R^2 = 0.22$).

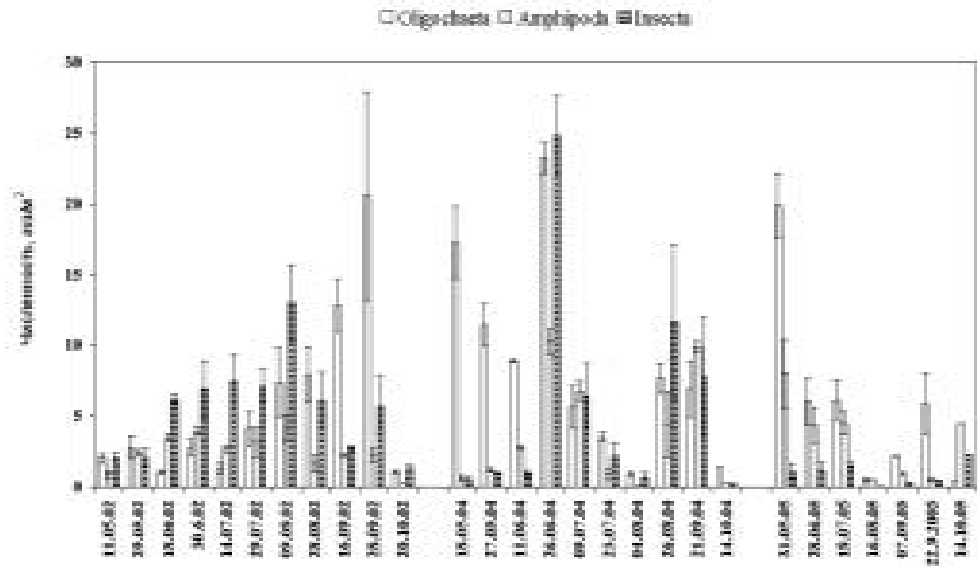


Рис. 3.5.12. Сезонная динамика численности основных групп макрозообентоса в мелководной литорали (0.5 м) Невской губы на ст. 8.

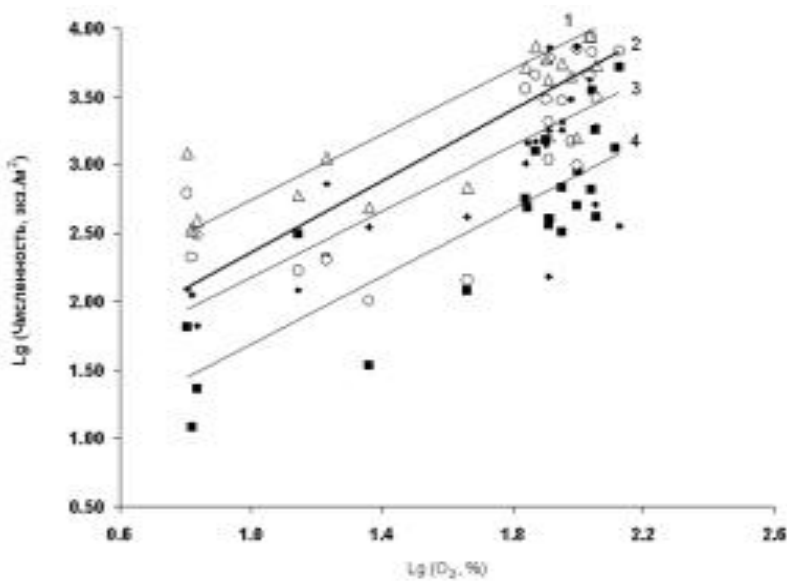


Рис. 3.5.13. Корреляция между численностью основных групп зообентоса и содержанием кислорода в воде в мелководном местообитании на ст. 8 ($n = 28$, $p < 0.01$).
 1 — численность зообентоса ($R^2 = 0.65$), 2 — Amphipoda ($R^2 = 0.69$), 2 — Oligochaeta ($R^2 = 0.54$), 3 — Chironomidae ($R^2 = 0.58$).

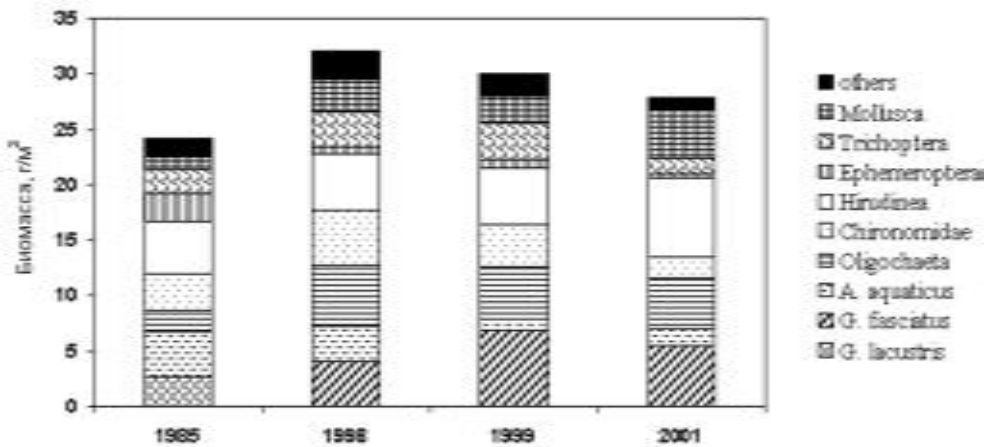


Рис. 3.5.14. Межгодовая динамика средних за сезон биомасс макрозообентоса в прибрежье в северной части Невской губы на ст. 6а (Морская).

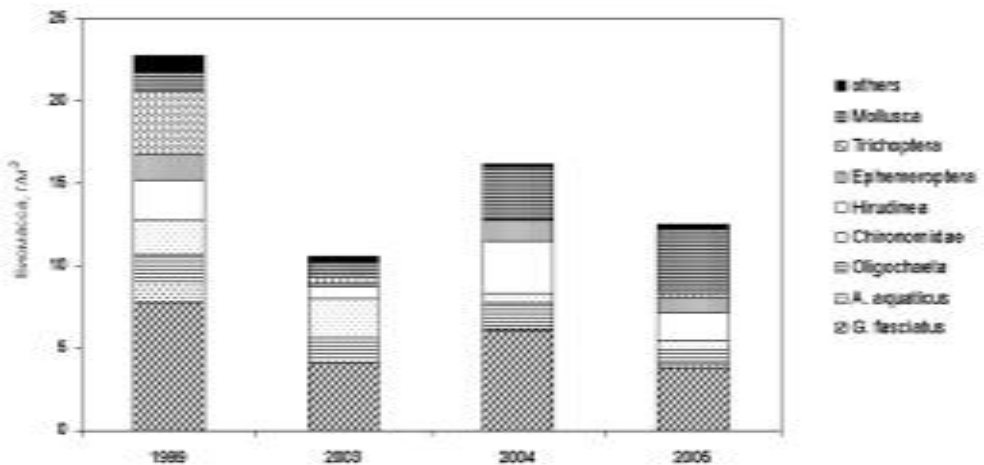


Рис. 3.5.15. Межгодовая динамика среднесезонных биомасс макрозообентоса в прибрежье северной части Невской губы на ст. 6. (Ольгино).

Несмотря на кратковременные периоды гипоксии, в целом в прибрежной зоне эстуария р. Невы формировались обильные сообщества беспозвоночных, однако высокой степени доминирования достигали виды, наиболее выносливые к негативным последствиям эвтрофирования. Следует заметить, что эвтрофирование может способствовать успешной акклиматизации новых для прибрежной зоны эстуария р. Невы видов, более приспособленных к неблагоприятным факторам. Вселенцы часто становятся ключевыми из-за ослабления связей между видами в нарушен-

ных биоценозах и конкуренции с их стороны по отношению к такому вселенцу (Orlova et al., 2006). Как правило, виды с г-стратегией, т.е. с коротким жизненным циклом, высокой плодовитостью, толерантностью и широким спектром питания (всеядностью) успешно натурализуются в подобных условиях. Наиболее распространенным и массовыми в эстуарии р. Невы стали амфиподы байкальского происхождения *G. fasciatus*. Несмотря на недавнее появление (в 1990-х гг.) в изучаемой акватории, этот вид, как показано выше, занял ведущее место среди беспозвоночных в прибрежных сообществах.

В 1998–2006 гг. *G. fasciatus* был обнаружен повсеместно в прибрежной зоне Невской губы: как в открытой литорали, так и в зоне зарослей водных растений. Ранее обычный и многочисленный (в 1984 г. — до 720 экз/м²) на севере Невской губы в прибрежных зарослях тростника и камыша озерный бокоплав *Gammarus lacustris*, в период исследований не обнаружен. Нишу *G. lacustris* занял вселившийся байкальский бокоплав. Возможно, что *G. fasciatus* способствовал вытеснению *G. lacustris* из сообщества Невской губы, как это произошло во многих других водоемах Северо-Запада России (Berezina, 2007a).

Оценивая изменения в уровне средней за сезон биомассы и доли разных групп зообентоса на ст. 6а (рис. 3.5.1), происшедшие с 1985 г., важно отметить не только исчезновение озерного бокоплава, но и изменение в биомассе и соотношении разных групп (рис. 3.5.14). Вселенец *G. fasciatus*, занявший нишу *G. lacustris*, в конце 1990-х достигал 5–7 г/м². Биомасса *G. lacustris* в 1985 г. в среднем достигала 2.6 г/м². Существенно снизилась биомасса некоторых групп и видов: водяных осликов *Asellus aquaticus* Linnaeus с 4 (1985 г.) до 1.16–1.6 г/м² (1998–2001 гг.), поденок с 2.5 до 0.5, хирономид с 4 до 1.9 г/м². В то же время, за эти годы возросла средняя биомасса моллюсков (с 1.2 до 4.4 г/м²), олигохет (с 1.9 до 4.5–5.5 г/м²), пиявок (с 4.7 до 7.1 г/м²). *G. fasciatus*, достигая высокой численности, может оказывать прямое воздействие на этих беспозвоночных, выедая их. Экспериментально показано, что взрослые особи этого вида могут питаться водяными осликами, олигохетами, личинками хирономид и другими беспозвоночными (Berezina 2007b; Pankova, Berezina, 2007). Общая биомасса возросла с 24 г/м² в 1985 г. до 28–32 в (1998–2001 гг.), что может косвенно свидетельствовать об эвтрофировании.

Последующие наблюдения за состоянием сообщества зообентоса (в 2003–2005 гг.) в этом же районе Невской губы (ст. 6, Ольгино) показали снижение общей среднесезонной биомассы и продукции макробеспозвоночных в 1.5–2 раза, по сравнению в уровнем 1999 г. (рис. 3.5.15, табл. 3.5.3). Наиболее существенно снизились биомассы водяных осликов, поденок, ручейников и хирономид (рис. 3.5.15). Также отмечено небольшое снижение биомассы *G. fasciatus* (7.8 г/м² до 3.8–6 г/м²). Биомасса моллюсков увеличилась более, чем в 3 раза за счет увеличения роли гастропод, в то время как количество мелких двустворок (сем. Pisidiidae, Sphaeriidae) значительно снизилось (рис. 3.5.15). Тенденция снижения биомассы зообентоса сохраняется во всей северо-восточной части Невской губы.

Таблица 3.5.3

Основные структурно-функциональные характеристики сообществ зообентоса на ст. 6 в литорали Невской губы

Год	Т _{ср.} , °С	N, экз./м ²	B, г/м ²	P, кДж/м ²	R, кДж/м ²	A, кДж/м ²	P/R	P/B	K ₂
1999	16.5	17800	22.6	364.9	482.8	847.7	0.76	8.0	0.43
2003	16.5	10219	10.54	177.8	219.7	397.5	0.81	3.2	0.45
2004	17	9996	16.49	224.2	318.5	542.7	0.7	5.4	0.41
2005	16	10195	12.85	161.4	187.9	349.3	0.86	3.7	0.46

Примечание. N — численность, B — биомасса, P — продукция, R — траты на обмен (деструкция), A — ассимиляция, K₂ — коэффициент. Средние показатели продукции, деструкции органического вещества, ассимиляции и коэффициентов P/R, P/B рассчитаны за вегетационный сезон (150 сут.).

Одним из наиболее масштабных по частоте, интенсивности и продолжительности разрушающих воздействий для побережья Финского залива является высокое содержание биогенов в воде, приводящее к развитию высоких биомасс продуцентов. Разлагающиеся нитчатые водоросли оказывали негативное влияние на разнообразие сообществ беспозвоночных эстуария р. Невы и приводили к снижению их биомасс. Также, численность некоторых видов снижалась в результате хищничества видов-вселенцев, способных адаптироваться к комплексу неблагоприятных факторов. Основной особенностью динамики зообентоса в Невской губе, как и в ее прибрежной зоне, является высокая вариабельность его биомассы и продуктивности, напрямую зависящих от типа и силы антропогенного стресса.

4. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ, МОНИТОРИНГ И СТРАТЕГИЯ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОСИСТЕМОЙ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

4.1. СОЗДАНИЕ СИСТЕМЫ МОНИТОРИНГА ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ

Современные масштабы антропогенного расселения организмов (биологические инвазии, по значимости для водных экосистем вполне сопоставимы с их эвтрофикацией и загрязнением, а отрицательные последствия натурализации ряда чужеродных инвазионных видов растений и животных получили название «биологического загрязнения») и рассматриваются как проблема, требующая решения, в частности во многих эстуарных и прибрежных морских экосистемах (Elliot, 2003). Однако для разработки подходов к такому решению необходима всесторонняя, регулярная и адекватная информация, как о самих источниках «загрязнения», так и об объектах, на которые они воздействуют или могут воздействовать, то есть мониторинг биологического разнообразия и в том числе чужеродных видов (ст. 8h и 7 Конвенции по биологическому разнообразию). В настоящее время на акваториях Невской губы и Финского залива, прилежащих к г. Санкт-Петербург (рис. 4.1.1) зарегистрировано 22 чужеродных вида водных животных (табл. 2.14.1, раздела 2.14), из них 6 массовых, 3 потенциально вредных, в перспективе возможно вселение еще целого ряда беспозвоночных и рыб, в числе которых могут оказаться и такие, например, как двустворчатые моллюски-обрастатели *Mytilopsis leucophaeta* и *Limnoperna fortunei* (табл. 2.14.2, раздела 2.14). Инвазии этих видов, как правило, сопровождаются полной перестройкой экосистем-реципиентов и (или) значительными экономическими потерями (Karatajev et al., 2006).

Невская губа и Финский залив — часть мировой транспортной системы, где в последние десятилетия существенно возросли темпы грузового судоходства (MERI, 2005), главного современного способа расселения водных чужеродных видов, и грузооборота (Усанов, 2006), строятся новые портовые комплексы. Учитывая интенсификацию судоходства и нормы международного законодательства, темпы новых регистраций вселенцев в водоемах Балтийского бассейна и перспективы новых вселений, по заказу Комитета по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности Правительства Санкт-Петербурга (далее Комитет), как уполномоченного Правительством Санкт-Петербурга органа, в 2004 г. Санкт-Петербургский научный центр Российской академии наук приступил к созданию научных основ и апробированию системы мониторинга чужеродных видов на акваториях, прилежащих к г. Санкт-Петербург. В перспек-

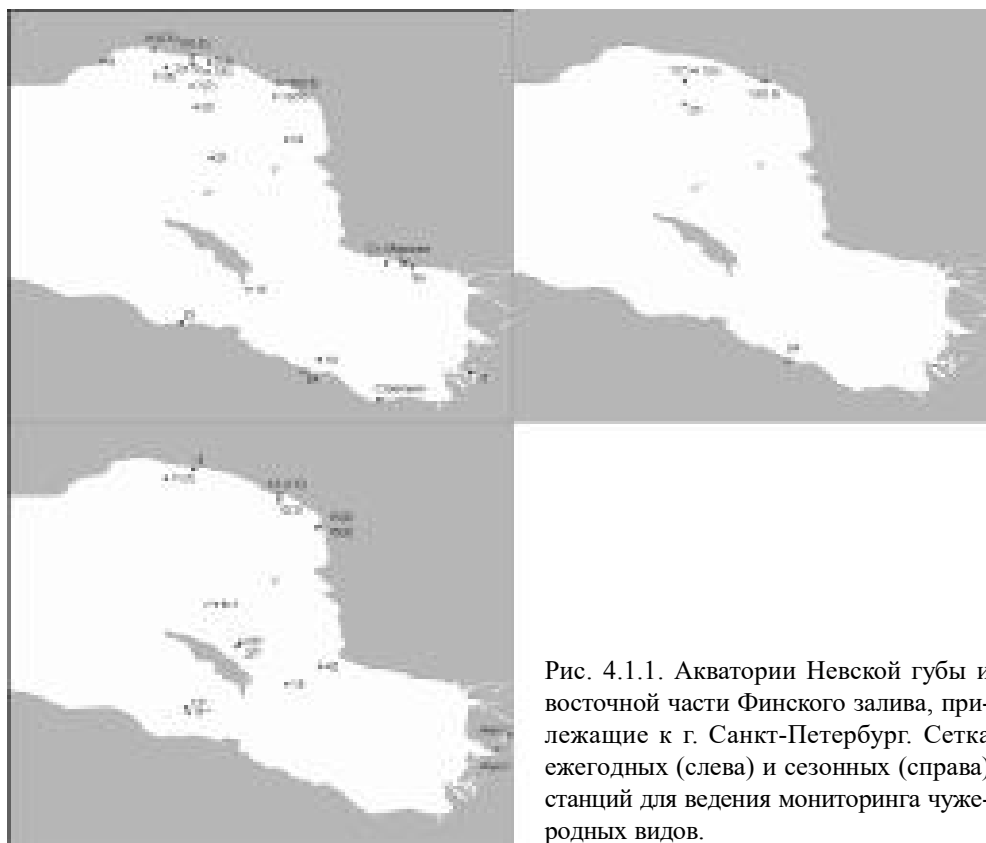


Рис. 4.1.1. Акватории Невской губы и восточной части Финского залива, прилежащие к г. Санкт-Петербург. Сетка ежегодных (слева) и сезонных (справа) станций для ведения мониторинга чужеродных видов.

тине этот мониторинг может быть распространен и на другие участки, включая портовые акватории, а также на искусственные экосистемы балластных камер судов.

Место мониторинга чужеродных видов в системе экологического мониторинга г. Санкт-Петербург

Правительством Санкт-Петербурга Комитету поручено организовывать и осуществлять в установленном порядке государственный мониторинг окружающей среды (государственный экологический мониторинг), формировать и обеспечивать функционирование территориальных систем наблюдения за состоянием окружающей среды в Санкт-Петербурге. В соответствии со статьей 2 закона Санкт-Петербурга от 17.04.2006 N 155-21 «Об экологическом мониторинге на территории Санкт-Петербурга», объектами экологического мониторинга на территории Санкт-Петербурга являются атмосферный воздух, почвы, зеленые насаждения, городские леса, водные объекты, объекты животного и растительного мира, особо ох-

раняемые природные территории, состояние недр, источники антропогенного воздействия, природные факторы. Чужеродные виды вносят значительный вклад в формирование биологического разнообразия таких городских водных объектов, как Невская губа и акватория Курортного района и определяют их хозяйственную ценность. Вселенцы, являясь частью животного и растительного мира, в тоже время — один из природных, но появившихся при содействии человека источников воздействия на различные компоненты экосистем, то есть, входят в список объектов, на которые распространяется действие статьи 2 закона Санкт-Петербурга от 17.04.2006 N 155-21. Система экологического мониторинга города (ее формирование начато в 1995 г.) охватывает все многообразие вышеперечисленных объектов, а мониторинг чужеродных видов является одним из ее направлений. Результаты наблюдений мониторинга хранятся в информационно-аналитической системе «Экологический паспорт территории Санкт-Петербурга».

Основы мониторинга чужеродных видов

Мониторинг чужеродных видов представляет собой систему долговременных регулярных наблюдений во времени и пространстве, направленную на получение информации о состоянии популяций наиболее важных видов и сообществ на наиболее важных участках квазиестественных и искусственных экосистем. Он предназначен для сбора всесторонней информации об объектах на репрезентативной сетке станций в соответствии с разработанным и утвержденным нормативным документом «Методика ведения мониторинга чужеродных видов в Невской губе и восточной части Финского залива» (заключение 6/07 государственной экологической экспертизы при Правительстве Санкт-Петербурга от 21.11.2007). Методика содержит описание основных положений и составляющих мониторинга, в том числе, требования к отбору проб, хранению и обработке материалов наблюдений. Она разработана на основе серии методических пособий по выполнению гидробиологических исследований на пресных водах, рекомендаций ICES (International Council for Exploration of Seas) и HELCOM (Хельсинская комиссия), опробована и верифицирована в ходе работ по Государственным контрактам 152, 132, 326, 523 (2004–2007 гг.).

В настоящее время это пока единственная система наблюдений за водными чужеродными видами, ведущихся регулярно и по утвержденным нормативам. Аналогичные разработки находятся на стадии рекомендаций, составленных в ходе выполнения научно-исследовательских, образовательных и прикладных проектов (Анон. 2004; Анон. 2007). До сих пор не существует также и нормативов и требований на ведение технического мониторинга вселенцев, вызывающих биопомехи, например, дрейссены, и каждое предприятие, где существует система предупреждения развития биопомех, осуществляет его самостоятельно, или руководствуясь лишь рекомендациями общего характера (Claudi, Mackie, 1994), что не всегда позволяет предпринять своевременно адекватные меры (ICAIS'15, 2007).

В Невской губе и Восточной части Финского залива первоочередными целями мониторинга чужеродных видов являются периодическое наблюдение за состоянием его объектов и оценка их текущего состояния и многолетней динамики на основе данных наблюдения.

Долгосрочными целями могут быть прогнозирование изменений объектов и проверка эффективности выбранных стратегий управления ими. Применительно к данному виду мониторинга это также может быть подготовка материалов для принятия решений о локализации выявленных очагов расселения чужеродных видов и контроля их дальнейшего распространения и численности.

Составляющие мониторинга образуют цикл следующих действий:

1. Собственно мониторинг: ведение наблюдений и получение данных (отбор проб, учет, измерения, камеральная обработка).

2. Анализ данных и оценка текущего состояния популяций чужеродных видов и сообществ-реципиентов на основе полученных результатов наблюдений.

3. Оценка динамики распространения и количественных характеристик популяций чужеродных видов и структуры сообществ-реципиентов.

4. Прогнозирование распространения натурализовавшихся видов и новых интродукций, их воздействия на окружающую среду, хозяйственно ценные и кормовые виды, структуру живых сообществ и экономическую деятельность человека.

5. Подготовка материалов для принятия решений по планированию природопользования и охраны природы на акваториях Невской губы и восточной части Финского залива.

6. Проверка прогнозов и эффективности выполнения принятых решений посредством последующего наблюдения и получения данных (см. п. 1)

Объекты мониторинга в районе наблюдения подразделяются на географические и геолого-геофизические (Невская губа и Финский залив (рис. 4.1.1), их основные зональные деления и биотопы (рис. 1.5.5) и биологические (*популяции ключевых чужеродных видов*¹, сообщества и группировки-реципиенты — далее *основные объекты мониторинга*). К группе объектов, подлежащих в перспективе к включению в систему наблюдений и специфичных именно данному виду мониторинга следует отнести *искусственные экосистемы* балластных камер судов, с содержащимися в них биологическими объектами: сообществами балластных вод и балластных остатков, которые представляют собой наиболее важный источник новых инвазий.

Сетка станций, имеющих точную географическую привязку, охватывает по вертикали наиболее важные биотопы района наблюдений, от субаэральной части береговой зоны до области накопления современных алевро-пелитовых илов в

¹ К ключевым в мониторинге чужеродных видов отнесены виды-вселенцы, регулярно встречающиеся в эстуарии р. Невы и в восточной части Финского залива в характерных для них биотопах, образующие самоподдерживающиеся популяции, играющие доминирующую роль в экологических группировках; эти виды при высокой численности их популяций способны прямо и опосредовано влиять на структуру сообществ-реципиентов и состояние биотопа.

центральной части Невской губы и до зоны бассейновой аккумуляции в Курортном районе (рис. 4.1.2).

Основными объектами мониторинга в *пелагиали* района наблюдений являются две *экологические группировки*: *фитопланктон* и *зоопланктон*. Фитопланктон обследуют 1 раз в 3 года на 16 станциях с глубинами свыше 5 м, зоопланктон на глубинах свыше 3 м на *сезонной* (2 станции), *ежегодной* (11 станций) основах и *экстенсивно* 1 раз в три года (17 станций). Сезонные наблюдения за зоопланктоном и входящими в его состав ключевыми видами осуществляют 1 раз в 2 недели, продолжительность наблюдений — с начала июня по конец сентября. Ежегодные и экстенсивные наблюдения проводят однократно в середине лета (июль – август).

В *бентали* наиболее существенен вклад вселенцев в формирование *группировок макрозообентоса* и *обрастания (перифитон)*, а на отдельных участках Невской губы также в формирование *прибрежных ихтиоценозов* и *зарослей прибрежной высшей водной растительности (ЗПВР)*. Макрозообентос и обрастания обследуют на четырех *сезонных* станциях (2 в литорали, 1 на мелководьях, 1 в зоне бассейновой аккумуляции), 19 *ежегодных* (8 в литорали, 5 на мелководьях и 6 в зоне бассейновой аккумуляции) в годы *экстенсивных* наблюдений к ним добавляется еще 13 станций (5 в литорали, 6 на мелководьях и 2 в зоне бассейновой ак-

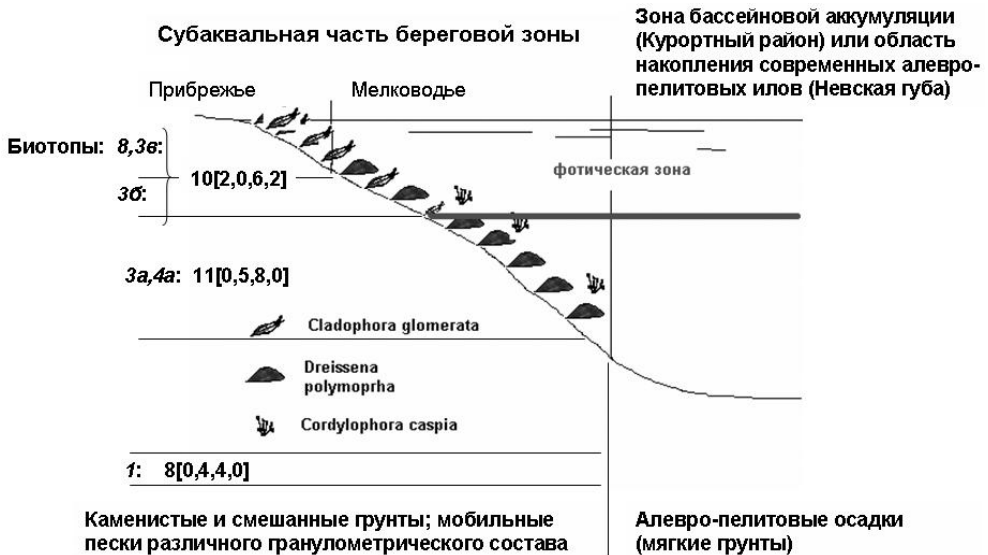


Рис. 4.1.2. Схема расположения основных донных биотопов (см. рис. 1.5.4 и 1.5.5), охваченных мониторингом чужеродных видов.

Цифрами вслед за обозначением биотопа указано общее число обнаруженных чужеродных видов, далее в квадратных скобках: растения, планктонные беспозвоночные, донные и некто-бентические беспозвоночные, рыбы.

кумуляции). Все ежегодные и экстенсивные наблюдения в бентали проводят однократно в середине лета и одновременно с проведением наблюдений в пелагиали.

Ихтиоценозы и ЗПВР обследуют *ежегодно* (по две станции в Невской губе), ихтиоценозы также и 1 раз в 3 года *экстенсивно* (дополнительные станции в Невской губе и р. Нева в середине лета).

Ключевые виды, выбранные для мониторинга и образовавшие в Невской губе и восточной части Финского залива самоподдерживающиеся поселения, характеризующиеся высокими количественными показателями принадлежат к трем важным функциональным группам: подвижные всеядные формы, способные конкурентно замещать или потреблять в качестве жертвы представителей местной фауны (*Cercopagis pengoi*, *Gmelinoides fasciatus*, *Pontogammarus robustoides*, *Perccottus glenii*); прикрепленные сестонофаги, эдификаторы, играющие заметную роль в формировании микроместообитаний и как следствие сообществ, в перераспределении потоков вещества между бенталью и пелагиалью (*Dreissena polymorpha*); массовые представители инфауны (*Marenzelleria neglecta*). Среди растений ключевым объектом мониторинга выбран один из наиболее инвазионных видов водной флоры — *Elodea canadensis* (водяная чума).

Таким образом, выбрано три режима *периодичности наблюдений*, которые определяется свойствами каждого из объектов. *Ежегодными* наблюдениями охвачено в общей сложности 22 станции, сезонными — 5 станций из числа 22, *экстенсивными* (1 раз в 3 года) — 36 станций, из них на 14 дополнительных осуществляются отборы качественных гидробиологических проб для детальных таксономических исследований первичноводных групп беспозвоночных и рыб) (рис. 4.1.1). Ежегодные наблюдения проводятся в июле – августе, их цель — сбор материалов о состоянии сообществ-реципиентов, популяций ключевых чужеродных видов, динамики ареалов вселенцев, информации о состоянии окружающей среды. Сезонные наблюдения (ежегодно с мая – июня¹ по сентябрь) за ключевыми видами-вселенцами предназначены для сбора информации о сезонной и многолетней изменчивости количественного развития и демографической структуры их популяций. Наблюдения, проводимые раз в 3 года, предполагают охват максимального количества станций и служат целям инвентаризации флоры и фауны и выявлению новых видов-вселенцев. Эта схема может быть дополнена непрерывными наблюдениями за основными факторами среды, которые ведутся в рамках государственной системы Гидрометеорологического мониторинга, и сведения о которых подаются в единый фонд данных.

Результаты мониторинга. Получаемая в ходе ведения наблюдений *информация*, подразделяется на *базовую* (характеризующую основные объекты мониторинга) и *информацию общего назначения* (характеризующую состояние окружа-

¹ Начало сезонных наблюдений зависит от биотопа и ключевого вида: наблюдения за зообентосом и чужеродными амфиподами в прибрежье и за зоопланктоном и *C. pengoi* начинаются в мае, все остальные в июне.

ющей среды района наблюдений (гидрофизические и гидрохимические характеристики, некоторые биотические показатели).

Информация общего назначения предназначена для последующей интерпретации базовой информации. Она включает значения наиболее важных характеристик среды, измеренные инструментально на месте или определенные аналитически в пробах. Ее сбор сопровождается каждой гидробиологической съемкой на каждой станции наблюдений:

- на станциях, расположенных в прибрежье (литорали) это измерения: глубины (h , м), температуры (T °C), солености воды (S , ‰); определения: концентрации общего фосфора P ($\mu\text{г/л}$) в воде.

- на всех остальных станциях измерения: глубины (h , м), глубины прозрачности по диску Секки (S , м), температуры и солености воды (S , ‰) в поверхностном и придонном горизонтах водной толщи; определения в интегральной пробе воды концентраций: общего фосфора P ($\mu\text{г/л}$), взвешенного вещества ($ВВ$, мг/л), взвешенного органического вещества ($ВОВ$, мг/л), хлорофилла «а» ($C\ chl$, $\mu\text{г/л}$).

К базовой информации, полученной в результате обработки гидробиологических проб, относятся:

А. Расчетные и оценочные характеристики:

- характеристики популяций чужеродных видов: (1) численность (N) — для фитопланктона выражена в млн. кл./ м^3 и млн. кл./ м^2 , зоопланктона в тыс.экз./ м^3 и тыс.экз./ м^2 , для зообентоса, обрастаний и ЗПВР в экз./ м^2 , для рыб — в экз./га¹; (2) биомасса (B) — для фитопланктона в мг/м^3 и мг/м^2 , зоопланктона в мг/м^3 и мг/м^2 , для зообентоса, обрастаний, ЗПВР в г/м^2 , рыб в кг/га^1 ; (3) при необходимости оценивают возрастной и демографический состав популяций (последнее касается организмов с расселительными стадиями в жизненном цикле).

- структурные характеристики экологических группировок (фитопланктон, зоопланктон, зообентос, обрастания, ихтиоценозы, ЗПВР): (4) общие численность и биомасса фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, обрастаний, ценоза прибрежных рыб и ЗПВР (единицы измерения те же, что и для популяций), (5) вклад различных таксономических групп в общую биомассу и/или численность группировки (%), (6) число видов вселенцев в них, (7) доля вселенцев в формировании биомассы и/или численности экологической группировки (%).

Б. Списки:

- (8) ежегодно обновляемый список чужеродных видов с указанием их инвазионного статуса и распространения в Невской губе (литораль и открытая часть) и Финском заливе (литораль, мелководья, зона бассейновой аккумуляции) по результатам обследования основных станций наблюдения.

- (9) при ведении экстенсивных наблюдений списки видов: фитопланктона, зоопланктона, макрозообентоса и обрастаний (за исключением гетеротопных водных насекомых), прибрежных рыб, ЗПВР, список потенциальных вселенцев.

В ряде случаев важным показателем мониторинга (*сигнальная и оперативная информация*) может быть *начальное время* появления в планктоне расселительных

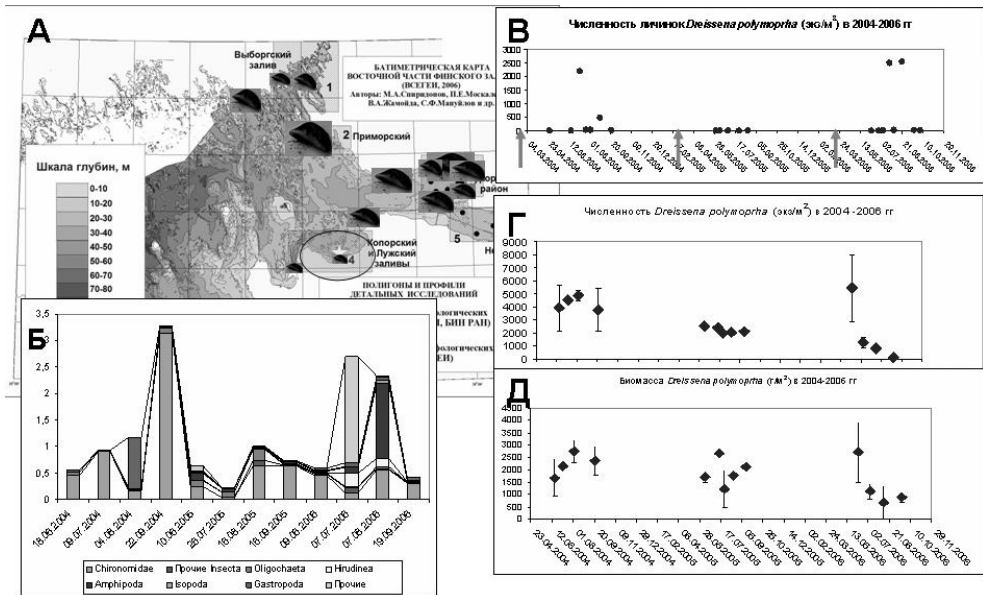


Рис. 4.1.3. Набор базовой информации для *D. polymorpha*. Результаты наблюдений 2004–2006 гг. за количественными характеристиками популяции *D. polymorpha* и донным поселением макробеспозвоночных на мелководьях (глубины 3–7 м) в биотопе каменистых и смешанных грунтов.

А — пространственное распределение биомассы дрейссены в эстуарии восточной части Финского залива; Б — вклад различных таксономических групп беспозвоночных в общую биомассу поселений (%) без учета биомассы дрейссены на профиле 7 в районе пос. Зеленогорск (ст. 7(1.5), 7(3) и 7(5)); В — численность планктонных личинок (экз./м³) (по данным Л.Ф. Литвинчук и И.В. Телеш на станциях 7(7) и 21); стрелками указан переход температуры воды через 12 °С; Г — численность донной популяции (экз./м²) на станциях 7(3) и 7(5); Д — биомасса донной популяции (г/м²) на станциях 7(3) и 7(5).

стадий донных животных (например, температура поверхностного слоя воды в 12 °С, при которой в умеренной климатической зоне наблюдается появление личинок дрейссены в планктоне) и *длительность* их планктонного развития при различных сочетаниях абиотических факторов, начальное время появления осевшей молоди.

В качестве примера базовой информации на рис. 4.1.3 приведен набор сведений за 2004–2006 гг. для одного из ключевых видов — двустворчатого моллюска *D. polymorpha*.

Методы сбора и обработки гидробиологических материалов. Подбор методов ведения наблюдений — наиболее важная и сложная составляющая мониторинга чужеродных видов. Сложность заключается в разнообразии охваченных мониторингом биотопов (рис. 4.1.2) и в неоднородности пространственного рас-

пределения вселенцев. Водные вселенцы представлены рядом экологических форм: мелкие и крупные планктонные формы, обитающие на поверхности и закапывающиеся обитатели осадочных грунтов, эпифауна твердых субстратов, беспозвоночные-обрастатели, фитоперифитон, прибрежные рыбы, прибрежная водная растительность. Отбор гидробиологических проб на глубоководных участках акватории и донных биотопах зоны бассейновой аккумуляции осуществляется по методикам, описанным в руководствах по ведению гидробиологических наблюдений при выполнении научных исследований и экологического мониторинга. Например, отбор проб зоопланктона проводится количественной сетью Джеди и качественной сетью Апштейна (Методические рекомендации..., 1982, Руководство..., 1983, ICES Zooplankton Methodology manual, 2000), зообентоса ковшовыми дночерпателями (Методические рекомендации..., 1983, Руководство..., 1983, Руководства..., 1992) в ходе рейсов научно-исследовательских судов. Однако наибольшее число чужеродных видов в Финском заливе сосредоточено в субаквальной части береговой зоны (рис. 4.1.2) в биотопах 3 а-в, 8. Разнообразие биотопов береговой зоны делает невозможным применение большинства методик отбора проб, описанных в цитируемых руководствах. На мелководьях, в пределах участков, занятых моренными грядками и песками с грубообломочным материалом (3а), а также на плотных песках (4а) отбор проб ведется с применением легководолазного метода: рамочной модификации на каменистых и смешанных грунтах и с использованием трубчатого пробоотборника на песках (Отчет..., 2004; Отчет..., 2005, Отчет..., 2006). В прибрежье (3б, в) для количественного учета подвижных беспозвоночных используется специально разработанный трубчатый пробоотборник (Березина, 2003). Для лова прибрежных рыб используется мелкоячеистый закидной невод (Отчет..., 2004; Отчет..., 2005, Отчет..., 2006), для лова донных рыб — ихтиологические ловушки (Отчет..., 2006). Заросли прибрежной водной растительности исследуются в ходе геоботанических маршрутов с применением количественных методов геоботаники на постоянных пробных площадках (Отчет..., 2004; Отчет..., 2005, Отчет..., 2006). В некоторых случаях, при обработке полученных материалов (таксономические исследования с целью идентификации новых находок или исследования личиночных и покоящихся стадий) необходимо применение методов молекулярной биологии (Отчет..., 2005).

Опыт наблюдений в режиме мониторинга и перспективы развития системы

В 2004–2007 гг. для оценки состояния сообществ-реципиентов, видового состава и распределения вселенцев, состояния популяций ключевых чужеродных видов в соответствии с рекомендованной периодичностью наблюдений и выбранными методами сбора и обработки, в общей сложности было собрано и обработано 54 количественных проб фитопланктона, 303 количественные и качественные пробы зоопланктона, 514 проб макрозообентоса, произведено 58 неводных ловов

прибрежных рыб, установлено 64 донные ихтиологические ловушки, проведено 64 геоботанических маршрута. В течение двух лет (2004–2005) был апробирован метод искусственных субстратов для изучения оседания молоди организмов-обрастателей, однако, в виду высокой посещаемости всех частей наблюдаемой акватории и разрушения установок населением этот метод дальнейшего применения не получил (Отчет..., 2005). Для сбора информации общего назначения произведено более 200 измерений глубины и прозрачности по диску Секки, более 400 измерений температуры воды, проанализировано по 335 проб на содержание взвешенного органического вещества и хлорофилла, 191 проба воды на содержание общего фосфора.

В ходе обработки собранных в 2004–2007 гг. материалов было зарегистрировано во всем эстуарии р. Невы 12 новых чужеродных видов водных животных, в том числе из ранее предсказанных — 6 (табл. 1.14.3), уточнены списки уже вселившихся организмов и их пространственное распределение (табл. 1.14.1), впервые налажены и проведены четырехлетние сезонные наблюдения всего комплекса ключевых видов беспозвоночных (Отчет..., 2006). Основные результаты наблюдений изложены в ряде разделов главы 2. Проведенные наблюдения за чужеродными видами в режиме мониторинга, а также анализ имевшихся в нашем распоряжении материалов 1998–2003 гг. позволили установить или подтвердить основные тенденции в формировании и черты ксеноразнообразия, причины биологических инвазий в восточной части Финского залива. В ходе выполнения наблюдений показана высокая эффективность мониторингового подхода для регистрации новых находок чужеродных видов и необходимость развития прогностического направления в исследованиях биологических инвазий.

В связи с реконструкцией уже существующих и вводом в эксплуатацию новых портовых терминалов в северо-западном регионе и ожидаемым ростом числа заносов новых чужеродных видов, в том числе и потенциальных «биозагрязнителей» специализированный мониторинг, разработанный и примененный пока только для района, указанного на рис. 4.1.1 может рассматриваться в перспективе как основа создания системы прогнозов, раннего выявления предупреждения распространения и контроля нежелательных инвазионных видов во всей водной системе «Ладожское озеро – Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива» и в трансграничных международных исследованиях Финского залива и Балтийского моря, куда в качестве неотъемлемых частей войдут также мониторинг балластных вод и портовых акваторий.

4.2. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА И НЕВСКОЙ ГУБЫ ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Оценка состояния восточной части Финского залива

Результаты мониторинга восточной части Финского залива (без Невской губы), проведенные в 2004 г., свидетельствуют о том, что среди неорганических загрязняющих веществ (тяжелые металлы) и органических загрязняющих веществ (нефтепродукты, фенол) в наибольшей степени воды рассматриваемой акватории загрязнены тяжелыми металлами. Около половины общей массы металлов попадает в морские акватории с атмосферными осадками, остальная часть — при прямом сбросе в акваторию или с речным стоком бытовых и промышленных отходов.

Обобщение данных о содержании металлов, концентрации которых превышали ПДК, по всей акватории восточной части Финского залива для столба воды поверхность – дно позволяет ранжировать их в следующем порядке (табл. 4.2.1 и рис. 4.2.1):

медь > свинец > кобальт, кадмий > цинк > никель > марганец.

Таблица 4.2.1

Относительное число проб (%), в которых концентрации металлов превышали ПДК, восточная часть Финского залива за створом КЗС, 2004 г.

Металл	Поверхность	У дна	Поверхность – дно
Медь	33.3	39.1	36.0
Свинец	27.2	37.7	32.0
Кобальт	6.2	13.0	9.3
Кадмий	4.9	14.5	9.3
Цинк	6.2	8.7	7.3
Никель	0.0	4.3	2.0
Марганец	0.0	0.0	0.0

Однако этот результат следует рассматривать как сугубо ориентировочный в связи с различным количеством элементопределений в различных районах восточной части Финского залива.

Результаты расчетов позволили ранжировать различные районы восточной части Финского залива по уровням загрязнения металлами следующим образом:

Лужская губа > глубоководный район > Копорская губа >
> курортная зона мелководного района > мелководный район >
> Выборгский залив > акватория Выборгского порта.

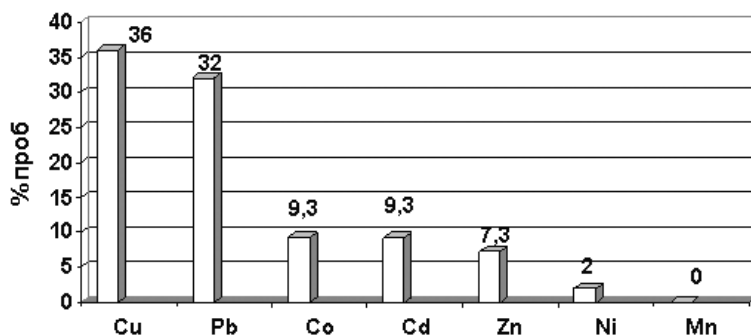


Рис. 4.2.1. Относительное количество проб воды из восточной части Финского залива (кроме Невской губы) с содержанием металлов выше ПДК, 2004 г. (поверхность – дно).

Индекс загрязненности ИЗВ рассчитывали для восточной части Финского залива за створом КЗС с включением данных по кислороду и данных по содержанию меди, свинца, кобальта, кадмия и цинка для всех рассматриваемых районов. Полученные величины ИЗВ показали, что воды глубоководного района, Копорской и Лужской губ, курортной зоны мелководного района в 2004 г. характеризовались как «умеренно загрязненные», а воды мелководного района и Выборгского залива — как «чистые» (табл. 4.2.2).

Таблица 4.2.2

Качество вод различных районов восточной части Финского залива за створом КЗС в 2004 г.

Акватория	ИЗВ	Класс качества воды	Характеристика качества воды
Глубоководный район	0.94	III	«умеренно загрязненная»
Копорская губа	0.78	III	«умеренно загрязненная»
Лужская губа	0.97	III	«умеренно загрязненная»
Мелководный район	0.62	II	«чистая»
Курортная зона мелководного района	0.94	III	«умеренно загрязненная»
Выборгский залив	0.69	II	«чистая»

Оценка состояния восточной части Невской губы

В данном исследовании использованы данные мониторинга, регулярно проводимого Северо-Западным управлением по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. На рис. 4.2.2 приведена схема отбора проб воды в Невской губе. Акватория Невской губы разделена на следующие районы: морской торговый порт (МТП СПб.), северный курортный район (СКР), южный курортный район (ЮКР), центральная часть.

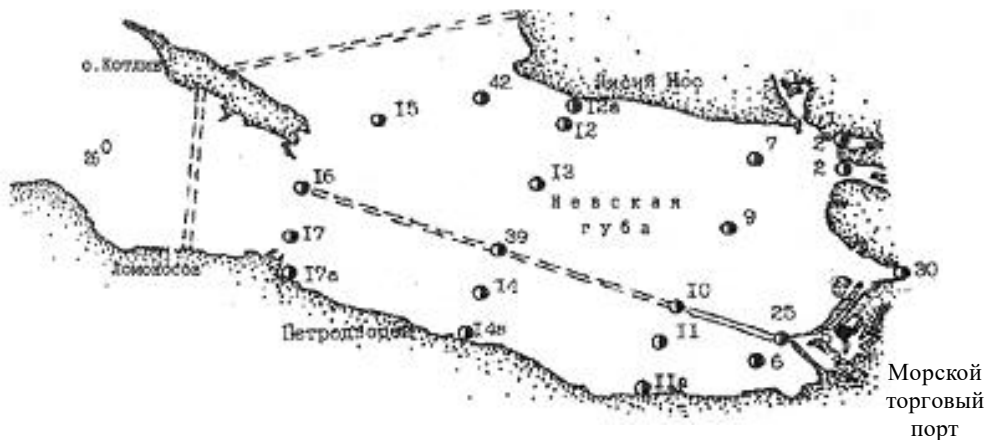


Рис. 4.2.2. Схема расположения станций наблюдений за загрязненностью вод Невской губы.

Для комплексной оценки качества поверхностных вод суши используется «индекс загрязненности вод» (ИЗВ). Его расчет проводится для каждого пункта (ство-ра) по формуле:

$$\text{ИЗВ} = \frac{\sum(C_{1-6}/\text{ПДК}_{1-6})}{6}, \quad (1)$$

где $C/\text{ПДК}$ — относительная (нормированная) среднегодовая концентрация; 6 — строго лимитируемое количество показателей (ингредиентов), используемых для расчета и имеющих наибольшие относительные среднегодовые концентрации (значения), включая в обязательном порядке растворенный кислород и БПК₅ (пестициды в расчет ИЗВ не включаются).

Классификация качества вод по ИЗВ и критерии изменения качества (ухудшения или улучшения), используемые при сравнении качества вод, приведены в табл. 4.2.3.

В настоящее время, в системе Росгидромета осуществляется переход на более совершенную и в тоже время более сложную оценочную систему расчета степени загрязненности поверхностных вод. Новая система состоит из 5-ти классов качества, условно разделяющих диапазон состава и свойств воды в условиях антропогенного воздействия с постепенным переходом от «условно чистой» до «экстремально грязной» водами по значениям комбинаторного индекса загрязненности воды (КИЗВ) и с учетом ряда дополнительных факторов. Однако как ИЗВ, так и КИЗВ в своей основе базируются на сопоставлении измеренных значений с величинами предельно допустимых концентраций вредных веществ (ПДК), системе, в первую очередь, не учитывающей природных особенностей экосистем и в последнее время все чаще подвергаемой обоснованной критике.

Таблица 4.2.3

Классификация поверхностных вод суши по гидрохимическим показателям

Характеристика и класс качества воды	Величина ИЗВ
I — «очень чистая»	Менее или равно 0.3
II — «чистая»	Более 0.3 до 1
III — «умеренно загрязненная»	Более 1 до 2.5
IV — «загрязненная»	Более 2.5 до 4
V — «грязная»	Более 4 до 6
VI — «очень грязная»	Более 6 до 10
VII — «чрезвычайно грязная»	Более 10

Результаты гидрохимического мониторинга восточной части Финского залива, проведенного в 2004 г., свидетельствуют о загрязнении всей акватории медью, свинцом и цинком и отсутствии значимого (по сравнению с ПДК) загрязнения нефтепродуктами, фенолами, поверхностно-активными веществами и хлорорганическими пестицидами. Вместе с тем, уровни загрязнения металлами (в единицах ПДК) невысоки. В 2004 г. не зафиксированы пробы воды, содержащие металлы и органические соединения в концентрациях, соответствующих высоким или экстремально высоким уровням загрязнения.

Оценка состояния Невской губы по гидрохимическим показателям с 1990 по 2006 г. свидетельствует о том, что величины ИЗВ варьируют от 1.50 в 1997 г. (III класс качества, «умеренно загрязненные») до 3.10 в 2000 г. (IV класс, «загрязненные») (рис. 4.2.3).

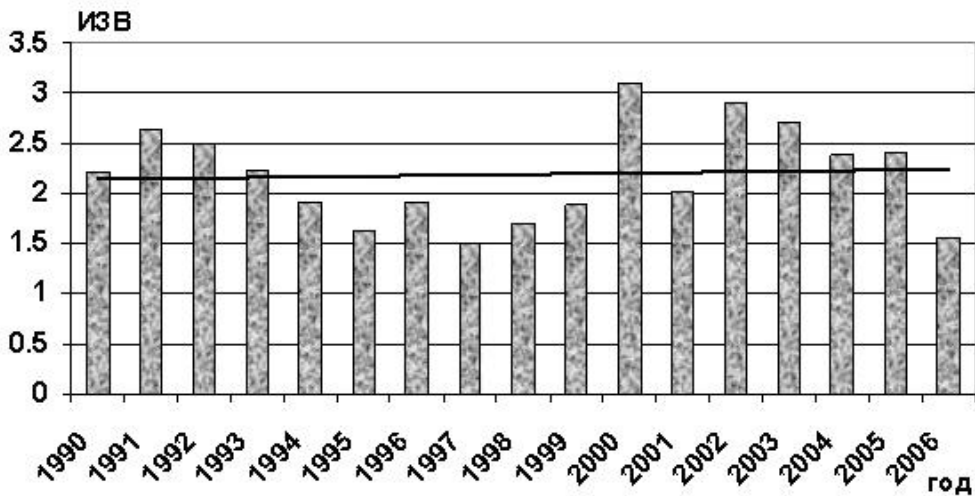


Рис. 4.2.3. Динамика величин «индекса загрязненности вод» (ИЗВ) в центральной части Невской губы.

Таблица 4.2.4

Средние за год относительные концентрации меди в единицах ПДК в Невской губе (поверхность – дно)

Акватория	1994	1995	1996	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
МТП СПб.	5.0	4.7	3.5	4.1	5.7	7.5	6.0	7.0	11.1	7.3	4.5	3.6
СКР	5.6	6.3	4.8	5.6	6.7	6.1	5.3	6.9	11.0	9.8	6.1	4.2
ЮКР	5.4	4.3	3.8	3.7	6.3	8.5	4.7	7.0	10.3	7.0	6.0	3.5
ЦЧ	6.0	4.4	4.3	3.9	5.5	8.7	4.5	8.2	8.4	5.9	6.3	3.4

Примечание. МТП СПб. — морской торговый порт Санкт-Петербурга, СКР — северный курортный район, ЮКР — южный курортный район, ЦЧ — центральная часть.

Как видно из рис. 4.2.3, линия тренда практически параллельна оси абсцисс, то есть тренд величин ИЗВ за рассмотренный период не наблюдается. Таким образом, за рассмотренный период с 1990 по 2006 г. воды центральной части Невской губы характеризуются как «умеренно загрязненные».

Особо следует отметить, что на протяжении многих лет воды Невской губы в наибольшей степени загрязнены медью (табл. 4.2.4). При этом наиболее высокие концентрации меди за период наблюдений с 1994 по 2006 г. зафиксированы на всех рассматриваемых акваториях в 2003 г., а наименьшие — в 2006 г. (рис. 4.2.4).

Распределение средних за год концентраций меди по всей акватории Невской губы в 2006 г. представлено на рис. 4.2.5. Как следует из этого рисунка, на всех станциях наблюдений среднегодовые концентрации меди превышают предельно-допустимую концентрацию (ПДК = 1 мкг/дм³).

Результаты гидрохимических анализов проб воды в 2006 г. на содержание металлов (свинец, медь, кадмий, марганец, цинк, никель, кобальт, общий хром) свидетельствуют о высоких уровнях загрязнения как всей акватории Невской

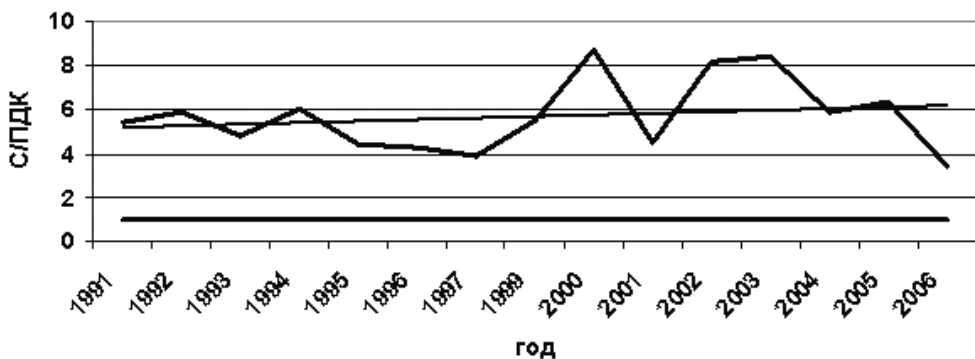


Рис. 4.2.4. Динамика содержания меди (в единицах ПДК-С/ПДК) в центральной части Невской губы (поверхность — дно).

Нижняя прямая линия — ПДК, верхняя прямая линия — тренд.

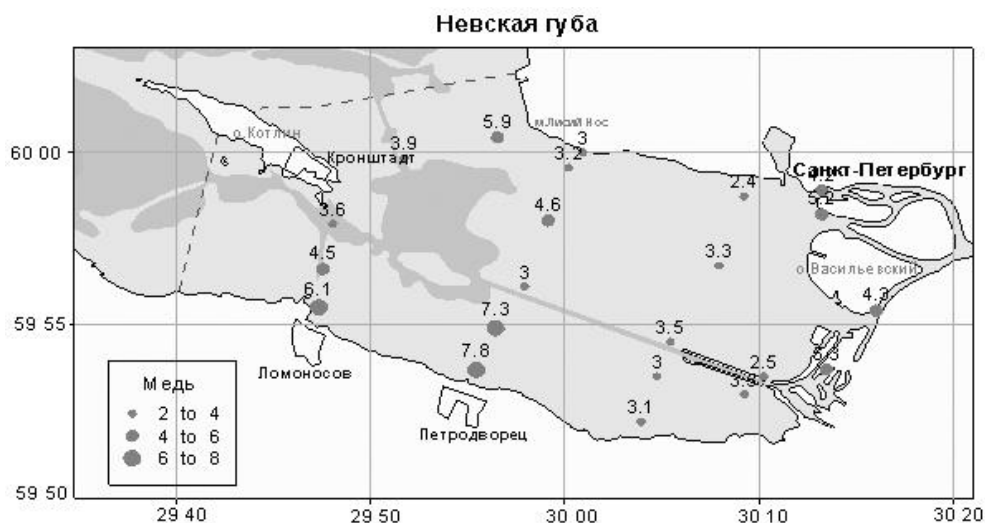


Рис. 4.2.5. Распределение средних за год концентраций меди в Невской губе в 2006 г., мкг/л.

губы, так и отдельных ее районов медью и цинком, а в некоторых случаях — марганцем.

По уровням загрязнения всей акватории Невской губы в 2006 г., оцениваемых по проценту проб с превышением ПДК, рассмотренные металлы могут быть ранжированы следующим образом:

медь > цинк > свинец > марганец > кадмий > кобальт, никель.

Результаты мониторинга Невской губы, проводимого уже более 3-х десятилетий, свидетельствуют о том, что среди неорганических загрязняющих веществ (тяжелые металлы) и органических загрязняющих веществ (нефтепродукты, фенол, синтетические поверхностно-активные вещества, хлорорганические пестициды) в наибольшей степени воды Невской губы загрязнены тяжелыми металлами. При этом приоритетным металлом, как и для р. Невы, является медь. Помимо меди, к показателям, содержание которых эпизодически превышает допустимые нормы, как и в Неве, можно отнести БПК₅, нитритный и аммонийный азот, в курортной зоне Невской губы в ряде случаев — рН.

Среди приоритетных химических веществ, загрязняющих водные объекты, особое место занимают металлы. Это обусловлено следующими причинами (Фрумин, 2002):

- скорость извлечения металлов из земной коры человеком выше, чем геологическая скорость их извлечения;

- в отличие от органических загрязняющих веществ, подвергающихся процессам разложения, металлы способны лишь к перераспределению между отдельными компонентами водных систем;
- металлы легко аккумулируются в органах и тканях человека, теплокровных животных и гидробионтов;
- металлы, особенно тяжелые, высокотоксичны для различных биологических объектов.

В связи с изложенным представлялось целесообразным провести количественную оценку уровней загрязнения Невской губы металлами. С этой целью нами был разработан новый подход, базирующийся на концепции риска (Фрумин, Жаворонкова, 2003).

В качестве представительного вида гидробионтов были выбраны дафнии, широко используемые для гигиенической диагностики качества природных и сточных вод. Дафнии высокочувствительны к веществам, нарушающим синтез пластических компонентов клетки. К таким веществам, в частности, относятся многие металлы (катионы металлов).

По данным из литературы (Захарченко и др., 1996) нами были выявлены математические модели, связывающие величины рисков летальных исходов при воздействии катионов тяжелых металлов на дафний в широком диапазоне варьирования концентраций (табл. 4.2.5).

Учитывая, что риск является вероятностной величиной, для определения риска комбинированного действия при одновременном воздействии катионов различных металлов в соответствии с правилом умножения вероятностей, где в качестве сомножителей выступают не величины рисков, а значения, характеризующие вероятности их отсутствия, было применено следующее уравнение:

$$\text{Риск}_{\text{комб.}} = 1 - (1 - \text{Риск}_1)(1 - \text{Риск}_2)(1 - \text{Риск}_3) \dots (1 - \text{Риск}_n), \quad (2)$$

где $\text{Риск}_{\text{комб.}}$ — риск комбинированного воздействия катионов металлов; Риск_i — риск воздействия отдельных катионов металлов.

Таблица 4.2.5

Математические модели для оценки рисков летальных исходов при воздействии катионов металлов на дафний

Катион металла	Математическая модель
Cu^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-25.103C^{0.956})$
Pb^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-0.2653C^{1.1})$
Cd^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-86.14C^{0.979})$
Zn^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-2.0198C^{1.168})$
Co^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-0.0108C^{1.36})$
Fe^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-0.01689^{1.319})$
Mn^{2+}	$\text{Риск} = 1 - \exp(-0.007C^{1.489})$

Примечание. С — концентрация катиона металла в мг.дм^{-3} .

Таблица 4.2.6

Уровни загрязнения различных акваторий Невской губы металлами в 2006 г.
(величины рисков комбинированного действия)

Год	Акватория			
	Южный курортный район	Северный курортный район	МТП СПб.	Центральная часть
2000	0.291	0.217	0.267	0.294
2001	0.199	0.196	0.207	0.174
2002	0.248	0.241	0.245	0.266
2003	0.310	0.322	0.334	0.270
2004	0.234	0.299	0.242	0.209
2005	0.240	0.219	0.170	0.215
2006	0.135	0.153	0.179	0.158
Среднее	0.237	0.235	0.235	0.227
Стандартное отклонение	0.058	0.058	0.056	0.051

Использование уравнения (2) позволило рассчитать уровни загрязнения различных акваторий Невской губы металлами за период с 2000 по 2006 г. по величинам потенциальных комбинированных рисков (табл. 4.2.6). Для расчетов были использованы средние за год концентрации меди, цинка, свинца, марганца, кадмия и кобальта.

Дополнительный статистический анализ показал, что приведенные в табл. 4.2.6 величины комбинированных рисков за период с 2000 по 2006 г. по рассмотренным акваториям статистически неразличимы. Иными словами, уровни загрязненности различных акваторий Невской губы металлами на протяжении семи рассмотренных лет остаются одинаковыми, хотя межгодовые различия могут быть существенными, что иллюстрируется данными для южного курортного района (рис. 4.2.6).

Дополнительный анализ рисков по отдельным ингредиентам (ионам металлов) показал, что основной вклад в величину рисков комбинированного действия вносят медь, цинк и кадмий.

Результаты гидрохимического мониторинга Невской губы, проведенного СЗ УГМС в 2006 г., свидетельствуют о загрязнении акватории медью, цинком, свинцом, марганцем и отсутствии значимого (по сравнению с ПДК) загрязнения нефтепродуктами, фенолами, поверхностно-активными веществами и хлорорганическими пестицидами. Вместе с тем, уровни загрязнения металлами (в единицах ПДК) невысоки. В 2006 г. не зафиксированы пробы воды, содержащие металлы и органические соединения в концентрациях, соответствующих высоким или экстремально высоким уровням загрязнения.

В соответствии со ставшим уже каноническим определением, экологический мониторинг — информационная система наблюдений, оценки и прогноза изменений в состоянии окружающей среды, созданная с целью выделения антропоген-

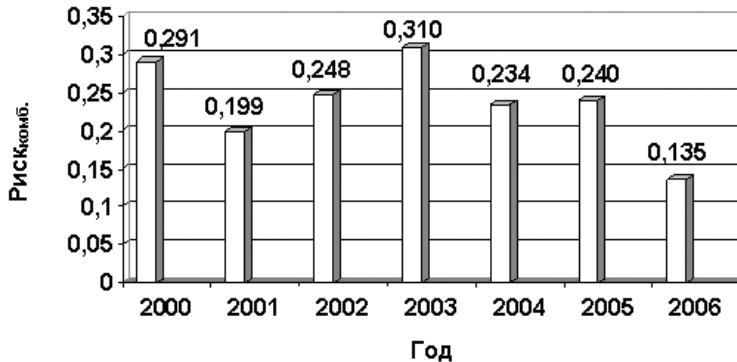


Рис. 4.2.6. Динамика рисков комбинированного действия для южного курортного района Невской губы.

ной составляющей этих изменений на фоне природных процессов. Следует, однако, признать, что практическая реализация экологического мониторинга не в полной мере соответствует современным требованиям, что обусловлено нерешенностью ряда серьезных научных проблем, приводимых ниже (Фрумин, 2002).

Проблема комплексной оценки качества вод по гидрохимическим показателям. В настоящее время известны более 20 методов комплексной оценки загрязненности вод, отличающихся показателями (физическими, химическими, бактериологическими и гидробиологическими), их количеством (от 6 до 49), способом формализации данных и классификациями качества вод. Тем не менее, в системе Росгидромета в качестве интегральной характеристики загрязненности поверхностных вод суши и морских вод используют классы качества воды, оцениваемые по величинам «индекса загрязненности вод» (ИЗВ). Величины ИЗВ рассчитываются как средние арифметические относительных (нормированных) среднегодовых концентраций. Одно из центральных положений теории средних заключается в утверждении, что средняя — это характеристика однородного массива, и только в этом случае она является объективным показателем. Более того, при простом усреднении все ингредиенты признаются равнозначными по вкладу в величину ИЗВ, что явно не соответствует действительности. Целесообразным представляется переход от средних арифметических к средним геометрическим комплексным показателям качества вод, например на основе функции желательности Харрингтона. Обобщенная функция желательности Харрингтона обладает очень удобным свойством, заключающимся в том, что достаточно хотя бы одного нулевого (или близкого к нулю) значения частной функции желательности, чтобы обобщенная функция желательности также имела нулевое (или близкое к нулю) значение. Иначе говоря, при непригодном значении хотя бы одного показателя состава и свойств воды значение комплексного показателя ее качества, оцениваемое обобщенной функцией желательности, будет близко к нулю, что будет свидетельствовать об очень плохом качестве воды. Обобщенная функция желательности будет равна еди-

нице только тогда, когда достигнуто наибольшее значение качества для всех показателей состава и свойств воды. Согласно принципу мажорантности средних среднегеометрическая по численному значению меньше, чем среднеарифметическая. Такой подход позволяет дать более «жесткую» оценку качества воды, чем ИЗВ (Фрумин, Баркан, 1997).

Проблема экологического нормирования. Принятая в России система контроля и регламентирования качества водной среды рыбохозяйственных водоемов основана на системе ПДК, которая в последние десятилетия подвергается справедливой и аргументированной критике (концентрация веществ в воде не отражает токсикологическую нагрузку на экосистему, так как не учитывает процессы аккумуляции веществ в биологических объектах и донных отложениях; не учитываются эффекты синергизма, антагонизма, суммации ксенобиотиков; не учитывается разный трофический статус экосистем; не решена проблема нормы и патологии в водной токсикологии и т.д.). Серьезный недостаток действующей системы рыбохозяйственных ПДК заключается в том, что она не учитывает специфику функционирования водных экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность) и биогеохимических провинциях (естественные геохимические аномалии с различным уровнем содержания природных соединений), а значит, их токсикорезистентность. В этой связи еще в 1985 г. Верховный Совет СССР принял постановление, в котором различным министерствам и ведомствам было поручено провести комплекс научных исследований с целью перевода всей системы государственного контроля загрязнения окружающей среды на экологическую основу. Проблема экологического нормирования обсуждается в специальной литературе достаточно давно, и к настоящему времени разработано несколько методологических подходов к ее решению (подходы Ю.А. Израэля, Д.Г. Замолодчикова, С.А. Патины и др.) (Фрумин, 1998). Однако несмотря на это, до сих пор не осуществлен переход к созданию методов расчета допустимых экологических нагрузок (экологически допустимых уровней) на водные экосистемы, диктуемые запросами практики. Решение этой актуальной и сложной проблемы требует, в частности, разработки общих теоретических подходов к проблеме устойчивости гидроэкосистем к антропогенному воздействию.

Проблема оценки природной и антропогенной составляющих внешней нагрузки на водные экосистемы. Существующие химико-аналитические методы не позволяют разделить биогенные и загрязняющие вещества на появившиеся в результате деятельности человека и природные (в результате химической и механической эрозии и других природных процессов). Необходима научная разработка этой проблемы, направленная на установление индикаторов (реперов) антропогенного поступления биогенных и загрязняющих веществ в водные объекты с учетом их территориального дифференцирования. Один из возможных подходов к решению этой проблемы связан с установлением эмпирических фоновых коэффициентов, величины которых могут быть установлены при ретроспективном анализе данных мониторинга (Максимова, 1979; Фрумин, Леонова, 2004).

4.3. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ НЕВСКОЙ ГУБЫ ПО РАСПРЕДЕЛЕНИЮ ХЛОРОФИЛЛА А

Распределение хлорофилла *a* в Невской губе характеризовалось пространственной неоднородностью. Наиболее высокие концентрации хлорофилла *a* были зафиксированы в прибрежных зонах, а наименьшие — в центральной части Невской губы (рис. 4.3.1).

В данном исследовании предложен новый подход к оценке состояния водных объектов (на примере Невской губы) (Фрумин, Басова, 2007). Суть разработанного подхода заключается в следующем. Пусть задано макроскопическое состояние некоторого водного объекта, то есть с определенной степенью точности указаны значения некоторого определяющего параметра (в нашем случае содержание хлорофилла *a*). Каждому макросостоянию системы соответствует набор микросостояний. В микросостоянии прецезированы (точно заданы) концентрации хлорофилла *a* (то есть, известны его концентрации на каждой станции наблюдений в данный год в вегетационный период). Для любой макросистемы при температуре выше абсолютного нуля число микросостояний *WT*, соответствующих данному макросостоянию, достаточно велико. *WT* называют статистическим весом или термодинамической вероятностью данного макросостояния. Согласно основному постулату статистической физики, все *WT* микросостояний, соответствующие одному макросостоянию, имеют одинаковую априорную вероятность (Блюменфельд, 1996).

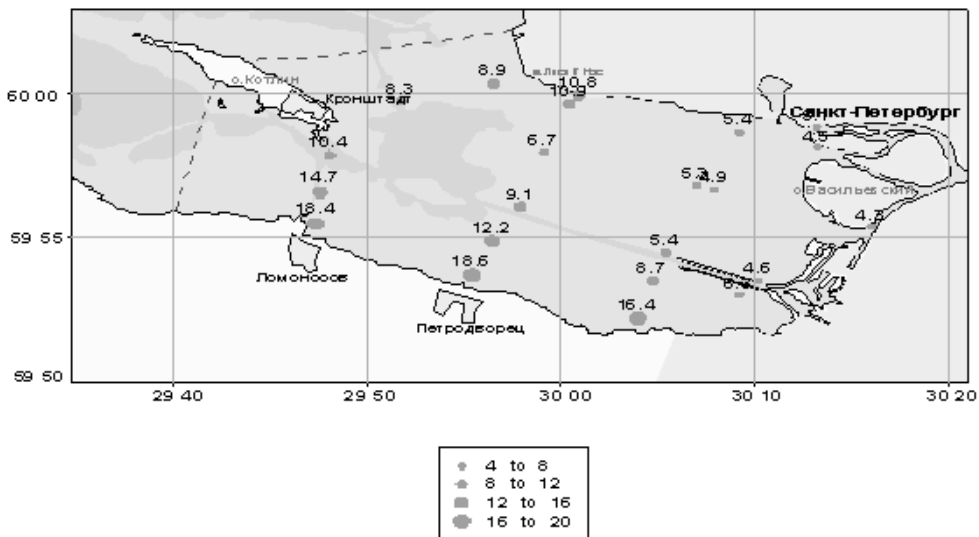


Рис. 4.3.1. Распределение концентраций хлорофилла *a* в Невской губе в среднем за сезон (средние значения за период с 1984 по 2005 г.).

Величина WT непосредственно связана с энтропией в соответствии с формулой Планка-Больцмана

$$S = k \ln W_T \quad (1)$$

где размерная постоянная Больцмана $k = 1.38 \cdot 10^{-16}$ эрг/град = $1.38 \cdot 10^{-23}$ Дж·К⁻¹ или $3.31 \cdot 10^{-24}$ эе (энтропийная единица, 1 эе = 1 кал·град⁻¹).

Статистический вес, или термодинамическая вероятность, как правило, выражается числом, много большим единицы ($WT \gg 1$). В отличие от математической вероятности, которая всегда меньше или равна единице, термодинамическая вероятность всегда больше единицы и в статистике Больцмана не нормируется, так как зависит от размеров ячеек (в нашем случае от объемов воды на каждой станции наблюдений). Поэтому WT нельзя смешивать с математической вероятностью (Радушкевич, 1966; Смирнова, 1982).

Для расчета величин WT использована следующая формула

$$W_T = N! / N_1! N_2! \dots N_\lambda! \quad (2)$$

В приведенной формуле N — общее количество молекул хлорофилла а на всех станциях наблюдений в рассматриваемом году, $N_1, N_2, \dots, N_\lambda$ — количество молекул хлорофилла а на каждой из станций.

Логарифмируя выражение (2), получим

$$\ln W_T = \ln (N! / N_1! N_2! \dots N_\lambda!) = \ln N! - \sum \ln N_\lambda! \quad (3)$$

Так как все $N_1, N_2, \dots, N_\lambda$ велики для ячеек (станций), выбранных по Больцману, то для упрощения этого выражения воспользуемся приближенной формулой Стирлинга:

$$\ln N_\lambda! = N_\lambda \ln N_\lambda - N_\lambda \quad (4)$$

Окончательно имеем:

$$\ln W_T = N \ln N - \sum N_\lambda \ln N_\lambda \quad (5)$$

Введя (5) в (1), получим следующую формулу для практических расчетов:

$$S = 3.31 \cdot 10^{-24} \cdot \ln W_T = 3.31 \cdot 10^{-24} \cdot (N \ln N - \sum N_\lambda \ln N_\lambda) \quad (6)$$

Проиллюстрируем изложенное примером расчета величин W_T (рис. 4.3.2).

Предположим, что у нас есть система, состоящая из четырех отсеков. В системе находится четыре молекулы. Полный порядок в системе будет наблюдаться при нахождении всех четырех молекул в одном из четырех отсеков (вариант I). Полный беспорядок в такой системе будет тогда, когда молекулы распределены равномерно, то есть в каждом отсеке будет по одной молекуле (вариант III). Вариант II — промежуточный между полным порядком и полным беспорядком. Тогда в соответствие с формулой (2)

$$W_T = 4!/4!0!0! = 1 \text{ (вариант I)}$$

$$W_T = 4!/2!1!1! = 12 \text{ (вариант II)}$$

$$W_T = 4!/1!1!1! = 24 \text{ (вариант III)}$$

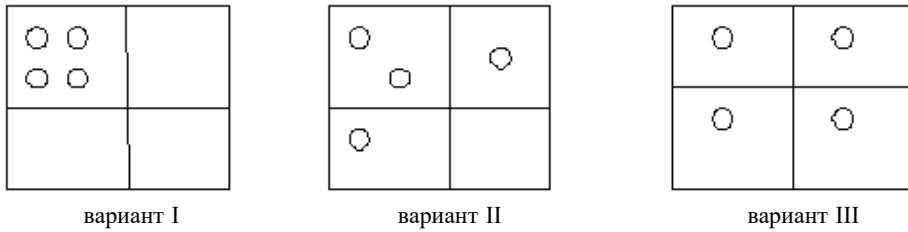


Рис. 4.3.2. Схема перехода системы от полного порядка (вариант I) к полному беспорядку (вариант III).

Таким образом, чем больше упорядоченность в данной системе, тем меньше ее термодинамическая вероятность, и, следовательно, тем меньше энтропия (Оп-питов, 1999).

При расчетах величин N (количество молекул хлорофилла a) было учтено, что формула хлорофилла a $C_{55}H_{72}O_5N_4Mg$. Это соответствует молекулярной массе, равной 893.5 а.е.м. (а.е.м. — атомная единица массы) (Досон и др., 1991). Было учтено также, что в одной грамм-молекуле содержится $6.02 \cdot 10^{23}$ молекул (число Авогадро). Тогда общее количество молекул в одном литре воды (N_λ) можно рассчитать, используя следующее выражение:

$$N_\lambda = C_\lambda \cdot 10^{14}, \quad (7)$$

где C_λ — концентрация хлорофилла a в мкг л^{-1} .

В соответствии с формулами (1) и (2) были рассчитаны величины WT и S для центральной части Невской губы за период с 1984 по 2005 г. (данные 1991 г. отсутствуют).

Для оценки трофического состояния была использована классификация, приведенная в (Хендерсон-Селлерс, Маркленда, 1990). Согласно этой классификации, к олиготрофным относят водные объекты со средним содержанием хлорофилла a $\leq 2.5 \text{ мкг л}^{-1}$, к мезотрофным — $2.5\text{--}8 \text{ мкг л}^{-1}$ и к эвтрофным — при среднем содержании хлорофилла a от 8 до 25 мкг л^{-1} .

В табл. 4.3.1. приведены некоторые статистические характеристики распределения концентраций хлорофилла a в центральной части Невской губы за период с 1984 по 2005 г. Как следует из приведенных данных, средние за год концентрации хлорофилла a варьировали от 17.7 мкг л^{-1} в 2000 г. до 3.7 мкг л^{-1} в 1987 г. (рис. 4.3.3). Наиболее высокая максимальная концентрация зафиксирована в 2000 г. (35.5 мкг л^{-1}).

Линия тренда, показанная на рис. 4.3.3, свидетельствует о незначительной тенденции повышения средних за год концентрации хлорофилла a в центральной части Невской губы за период с 1984 по 2005 г.

При обобщении данных наблюдений были определены следующие статистические показатели содержания хлорофилла a в центральной части Невской губы: общее

Таблица 4.3.1

Некоторые статистические характеристики распределения хлорофилла *a* в центральной части Невской губы с июня по сентябрь

Год	$C_{\text{СР.}}$	$C_{\text{МАКС.}}$	$C_{\text{МИН.}}$
1984	4.0	6.6	1.7
1985	7.3	34.8	2.4
1986	6.0	19.0	2.1
1987	3.7	7.6	0.9
1988	5.0	9.4	1.6
1989	7.7	16.7	2.3
1990	8.2	13.3	5.5
1992	6.0	11.6	3.7
1993	5.7	19.8	2.0
1994	9.6	27.6	4.9
1995	6.5	11.7	2.9
1996	11.2	33.8	2.4
1997	8.3	20.9	3.8
1998	6.6	17.0	2.4
1999	8.5	25.9	3.1
2000	17.7	35.5	9.9
2001	10.1	31.6	3.4
2002	9.5	24.0	3.8
2003	7.3	20.5	2.9
2004	7.3	21.2	3.0
2005	4.8	10.7	3.3

Примечание. $C_{\text{СР.}}$, $C_{\text{МАКС.}}$, $C_{\text{МИН.}}$ — средняя, максимальная и минимальная концентрации, $\text{мкг} \cdot \text{л}^{-1}$.

количество измерений $N = 357$; среднее значение $7.7 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$; стандартная ошибка $m = 0.3$; стандартное отклонение $y = 5.9$; минимальное значение $0.9 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$; максимальное значение $35.5 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$.

В соответствие с ранее приведенными фиксированными категориями трофического состояния (Хендерсон-Селлерс, Маркленда, 1990) центральная часть Невской губы характеризуется как мезотрофная.

Обработка первичных данных наблюдений содержания хлорофилла *a* в Центральной части Невской губы по формуле (6) позволила рассчитать динамику величин энтропии (S) за период с 1984 по 2005 г. (табл. 4.3.2 и рис. 4.3.4).

Данные рис. 4.3.4 свидетельствует о незначительной тенденции возрастания энтропии центральной части Невской губы с 1984 по 2005 г., то есть о снижении упорядоченности или увеличении хаоса (более равномерном распределении хлорофилла *a* по станциям наблюдений).

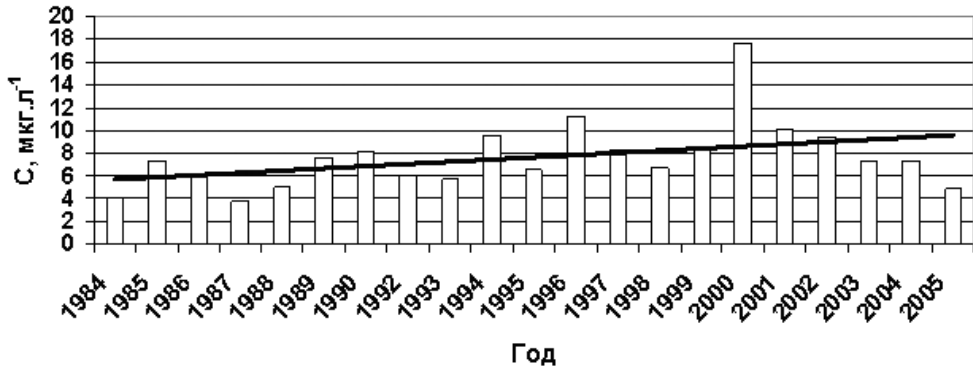


Рис. 4.3.3. Динамика средних за год концентраций хлорофилла *a* в центральной части Невской губы.

Таблица 4.3.2

Динамика энтропии центральной части Невской губы

Год	$S \cdot 10^{-7}$, эе	Год	$S \cdot 10^{-7}$, эе	Год	$S \cdot 10^{-7}$, эе
1984	4.17	1992	5.95	1999	8.41
1985	6.92	1993	5.53	2000	18.30
1986	5.99	1994	9.80	2001	9.93
1987	3.87	1995	6.69	2002	9.60
1988	5.23	1996	10.86	2003	7.38
1989	8.01	1997	8.34	2004	7.48
1990	8.67	1998	6.55	2005	5.00

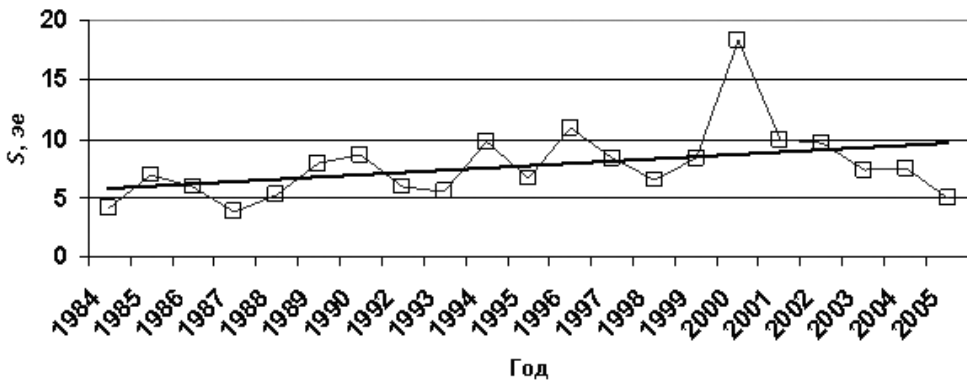


Рис. 4.3.4. Динамика энтропии (*S*) центральной части Невской губы по содержанию хлорофилла *a* (опущен сомножитель 10^{-7}).

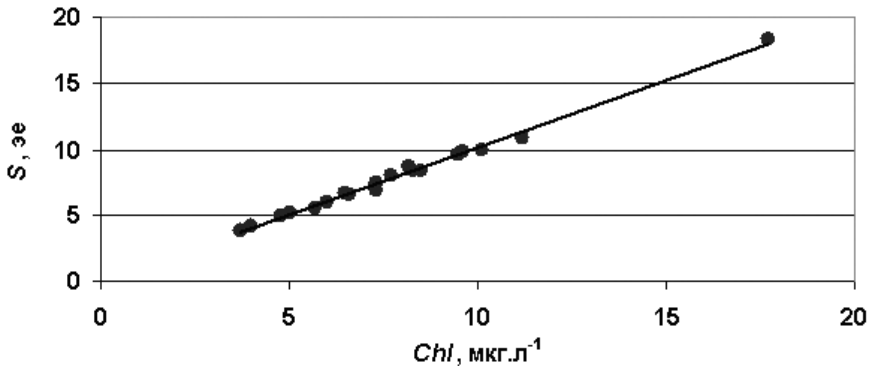


Рис. 4.3.5. Зависимость энтропии (S) от средних концентраций хлорофилла a (Chl) в центральной части Невской губы (сомножитель 10^{-7} при S опущен).

При сопоставлении величин энтропии (S) со средними концентрациями хлорофилла a (июнь – сентябрь) между ними была установлена тесная корреляционная связь (рис. 4.3.5).

Приведенная на рис. 4.3.5 зависимость для 21 года наблюдений (с 1984 по 2005 г.) описывается следующим уравнением (с учетом сомножителя 10^{-7} при S):

$$S = -4.52 \cdot 10^{-9} + 1.02 \cdot 10^{-7} [Chl a], \quad (8)$$

где $N = 21$ (количество значений S), коэффициент корреляции $r = 0.997$, коэффициент детерминации $r^2 = 0.994$, стандартная ошибка регрессии $m = 2.41 \cdot 10^{-8}$, расчетное значение критерия Фишера $F_p = 3285$.

Учитывая, что величина свободного члена в уравнении (8) на два порядка меньше, чем второе слагаемое, оно приводится к следующему виду:

$$S = 1.02 \cdot 10^{-7} [Chl a]. \quad (9)$$

Формула (9) позволяет рассчитывать энтропию распределения хлорофилла a в центральной части Невской губы при наличии данных о его концентрациях. Кроме того, использование формулы (9) позволило поставить в соответствие катего-

Таблица 4.3.3

Фиксированные категории трофического состояния

Трофическое состояние	Среднее содержание хлорофилла a , мкг.л ⁻¹	S , эе
Ультраолиготрофное	≤ 1.0	$\leq 1.02 \cdot 10^{-7}$
Олиготрофное	≤ 2.5	$\leq 2.55 \cdot 10^{-7}$
Мезотрофное	2.5–8	$2.55 \cdot 10^{-7} - 8.16 \cdot 10^{-7}$
Эвтрофное	8–25	$8.16 \cdot 10^{-7} - 25.5 \cdot 10^{-7}$
Гипертрофное	≥ 25	$\geq 25.5 \cdot 10^{-7}$

рии трофического состояния, определяемого средним содержанием хлорофилла *a*, трофическим состоянием, оцениваемым величинами *S* (табл. 4.3.3).

Таким образом, результаты анализа содержания хлорофилла *a* в Невской губе за период с 1984 по 2005 г. свидетельствовали, что эта акватория по трофическому состоянию характеризовалась как мезотрофная. Наиболее высокие концентрации хлорофилла *a* зафиксированы в прибрежных зонах южного курортного района напротив Ломоносова, Петродворца и Стрельны.

Для оценки состояния Невской губы по распределению хлорофилла *a* был предложен новый подход, базирующийся на представлениях статистической физики (формуле Планка-Больцмана). Разработанный подход позволяет оценить энтропию экосистемы, то есть меру ее упорядоченности или хаоса, что имеет ясный физический смысл.

4.4. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ И КАЧЕСТВА ВОД ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ЗООБЕНТОСА

В отличие от гидрофизических и гидрохимических методов, позволяющих судить преимущественно об интенсивности антропогенной нагрузки, биологический метод дает возможность оценить последствия антропогенного воздействия, степень нарушения «нормального» состояния экосистем. Необходимость выработки эффективной системы контроля, в целях сохранения и восстановления водных экосистем, вызвала появление подхода, основанного на так называемом экологическом нормировании. Цель экологического нормирования можно определить как поддержание природного разнообразия экосистем, обеспечение сохранения их структуры и функционирования.

Приуроченность донных животных к определенным биотопам, сравнительно большая продолжительность жизни, позволяющая накапливать информацию об окружающих условиях и реагировать на меняющуюся среду обитания перестройками структурной организации сообществ, выделяют их как надежных индикаторов не только качества воды, но и состояния водных экосистем. Методы оценки состояния экосистем и качества вод, основанные на структурных характеристиках сообществ донных животных, традиционно и успешно применяются во всем мире и имеют несомненные преимущества по сравнению с планктоном, особенно в экосистемах с высокой степенью проточности.

Оценка состояния экосистем и качества вод по интегральным показателям, которые основаны на совокупности индексов, всесторонне описывающих изменения сообществ донных животных на видовом уровне и на уровне таксонов более высокого ранга с учетом их индикаторного значения, обладает рядом преимуществ. Главное достоинство интегральных показателей — возможность использовать реакцию разных групп животных на различные химические вещества и, тем самым сделать оценку качества вод более адекватной.

Интегральный показатель IP' применялся для оценки качества вод юго-западного района Ладожского озера (Барбашова, 2006), рек бассейна верхней и средней Камы (Поздеев, 2006). При оценке состояния рек бассейна верхней и средней Камы сравнение различных индексов показало наибольшую значимость и информативность интегрального показателя IP' (Поздеев, 2006). Оценка качества вод и состояния экосистем равнинных рек Нижнего Поволжья разными методами показала высокую степень совпадения результатов по гидрохимическим показателям и по интегральному показателю IP'. В 70.7%, 29.3% случаев различия были не более чем на один класс (Головатюк, Зинченко, 2006). Качество вод рек г. Нижний Новгород: Черная, Ржавка, Старка, Левинка и Борзовка, оцененное по интегральному показателю химического загрязнения (индексу загрязнения вод — ИЗВ), хорошо коррелировала с оценкой по интегральному показателю IP (Карандашева, 2002).

С целью проверки корректности оценки качества вод по интегральному показателю (IP) на основе одноразовой съемки были проведены сезонные наблюдения в эстуарии р. Невы. Полученные результаты оценки качества вод по интегральному показателю IP совпадали в течение всего периода наблюдений, коэффициент вариации был невелик 4.7 (Балушкина, Финогорова, 1999).

В 1994–2005 гг. в зообентосе в пресноводной части эстуария преобладали олигохеты, двустворчатые моллюски и личинки хирономид. Три последние группы животных образуют почти 100% биомассы зообентоса и в тех или иных пропорциях встречались по всей Невской губе. Животные других таксонов были либо редки и малочисленны, либо за последнее десятилетие резко уменьшили численность и разнообразие. В последние годы все более редкими становятся пиявки, брюхоногие моллюски, а реликтовые ракообразные, доминировавшие в Невской губе в начале XX в., ныне представлены единичными находками *Pallasiola quadrispinosa*.

В 1994–1997 гг. на фоне спада промышленности и снижения техногенной нагрузки на экосистему Невской губы возрастало видовое богатство и видовое разнообразие донных животных. В устье р. Невы и в области наибольшей проточности Невской губы состояние экосистемы и качество вод улучшилось на один класс (с 4-го до 3-го класса). Появились чистоводные виды хирономид п/сем. Diamesinae и Orthocladinae. Доминировавшие ранее «эвтрофные» виды олигохет (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *Tubifex tubifex*) заместились видом, свойственным мезотрофным условиям (*Lampodrilus isoporus*). В 1994–1997 гг. в области наибольшей проточности Невской губы наблюдалось снижение численности (от 6480 до 4660 экз.·м⁻²) и биомассы (от 11.8 до 3.6 г·м⁻²) донных животных. Возросло число видов (от 12 до 24) и индексы видового разнообразия Шеннона (от 2.8 до 3.6). Значения IP последовательно снижались с 58.8 до 48.5%. В результате воды, оцениваемые в 1994–1995 гг. как «загрязненные», в 1996–2005 гг. (за исключением 2004 г.) оценивались на один класс выше как «умеренно загрязненные», а состояние экосистемы улучшилось с «критического» до «напряженного».

В 1994–2005 гг. в других районах Невской губы также происходили значительные изменения в структуре сообществ донных животных, например, на станции 14. Станция 9 типична по структуре сообществ донных животных для зоны наибольшей проточности Невской губы. Станция 14 типична по структуре зообентоса для районов с меньшей скоростью течения, основное отличие станции 14 от станции 9 — значительное развитие крупных двустворчатых моллюсков унионид.

Как видно из табл. 4.4.1 в 1994–1997 гг. на станции 14 число видов донных животных возросло с 12 до 27, видовое разнообразие (индекс Шеннона) увеличилось с 2.15 до 3.8. Здесь также значительно снизилась степень доминирования *Limnodrilus hoffmeisteri* — показателя полисапротоксобных вод, что определило снижение индекса сапротоксобности (St). Значительно снизилось доминирование олигохет в целом и соответственно понизилось значение индекса Гуднайта-Уитлея (с 90.5 до 58.7%).

Таблица 4.4.1

Изменения структурных характеристик донных сообществ и оценка качества вод и состояния экосистемы Невской губы на станции 14 в 1994–2004 гг.

Параметры	1994	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2003	2004
Численность, экз.·м ⁻²	16260	9560	7360	2010	6560	6400	25936	25260	26320
Биомасса, г·м ⁻²	21.34	19.84	16.5	162	177	629	54.31	20.06	27.02
Биомасса без унионид, г·м ⁻²	21.34	19.84	2.38	1.85	7.11	4.4	14.3	9.204	19.19
Число видов, sp·м ⁻²	12	13	14	27	17	16	21	16	22
Индекс Шеннона, бит·экз. ⁻¹	2.2	2.5	2.4	3.8	2.3	3.1	2.6	2.5	2.9
Индекс No/Nc, %	90.5	68.7	70.6	58.7	95.6	97.5	85.1	92.5	85.7
Индекс St, %	69.7	75	82.5	57	57.5	46.8	71.1	63.2	67.5
Индекс Kch, %	69.7	69.8	39	67.4	63.8	56.5	56.5	78.3	56.5
Индекс 1/BI, %	33.3	33.3	33.3	14.3	33.3	50	33.3	33.3	50
Индекс IP', %	65.8	61.7	56.4	49.4	62.6	62.7	61.5	66.8	65.0
Классы вод	4	4	4	3	4	4	4	4-5	4
Качество вод	Загрязненные	Загрязненные	Загрязненные	Умеренно загрязненные	Загрязненные	Загрязненные	Загрязненные	Загрязненные – грязные	Загрязненные
Состояние экосистемы	Критическое	Критическое	Критическое	Напряженное	Критическое	Критическое	Критическое	Кризис	Критическое

С 1994 по 1997 г. численность зообентоса на станции 14 снизилась с 16260 до 2010 экз./м². По интегральному показателю (IP') в 1997 г. оценка качества вод улучшилась на один класс до «умеренно загрязненных».

В последующие годы на фоне восстановления промышленности г. Санкт-Петербурга, строительства портов, активизации судоходства и, соответственно, увеличения техногенной нагрузки на экосистему Невской губы состояние экосистемы на ст. 14 снизилось с 3-го до 4-го класса. Ухудшение состояния экосистемы отразилось на структуре сообществ донных животных, их численность и биомасса (за исключением биомассы унионид) возрастала.

Положительные изменения в сообществах донных животных как на станциях, расположенных в области наибольшей проточности Невской губы, так и на других ее участках нельзя отнести к устойчивым. С 1998 г. зона «умеренно загрязненных» вод последовательно сокращалась, и в последующие годы воды большей части акватории Невской губы оценивались как «загрязненные», и в 2005 г. воды 3-го класса отмечены лишь на 3-х станциях Невской Губы — 7, 9 и 11 (рис. 4.4.1). Как «грязные» в Невской губе в 1994–2005 гг. оценивались воды только

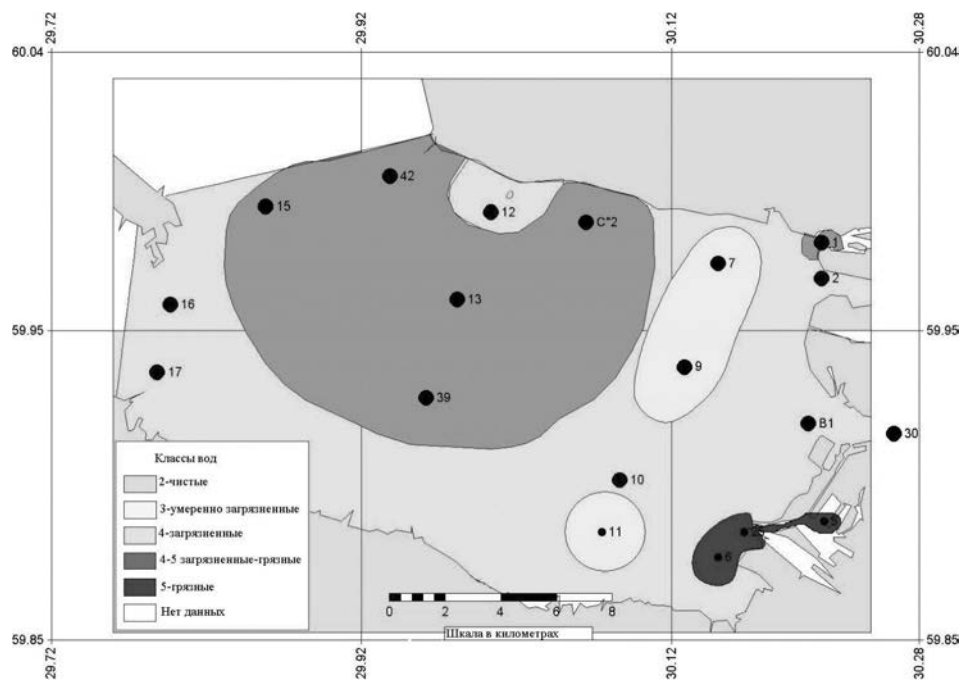


Рис. 4.4.1. Оценка состояния Невской губы по интегральному показателю IP' в 2005 г.

в районе порта вблизи г. Санкт-Петербурга, воды канала западнее порта характеризовали как «загрязненные».

Значения интегрального показателя IP' в целом за период наблюдений на отдельных станциях Н. губы изменялись от 38.1 до 81.9%, а качество вод, соответственно, — от «умеренно загрязненных» до «грязных».

По результатам оценки качества вод 161 станции Н. губы в 1994–2004 гг. определены средние значения числа видов, индексов видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса для разных классов вод пресноводной части эстуария (Балушкина, 2007). Было показано, что число видов и индексы видового разнообразия зообентоса с увеличением степени загрязнения вод от «умеренно загрязненных» до «грязных» закономерно снижаются (Балушкина, 2007).

Ранее на примере рек Ленинградской, Калининградской и Московской областей было показано (Балушкина, 1997) в классе «чистых» вод значения индексов видового разнообразия Шеннона низкие и достигают максимума в области «умеренно загрязненных» вод, где частично еще сохраняется чистоводная фауна и появляются новые виды бентоса, предпочитающие воды, обогащенные органическими веществами (рис. 4.4.2). В данном случае в качестве показателя загрязнения использован интегральный показатель IP. Аналогичное унимодальное распределение индексов Шеннона в зависимости от степени загрязнения вод (по шкале сапроб-

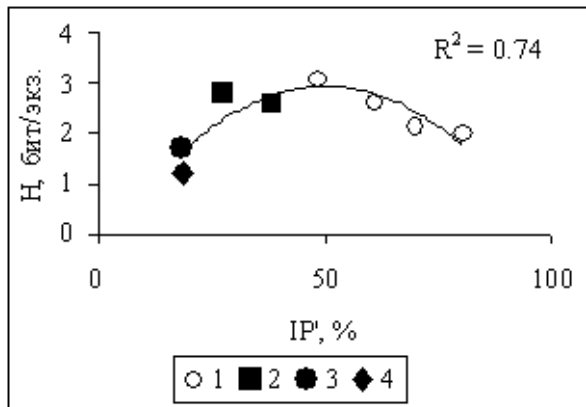


Рис. 4.4.2. Зависимость средних ($n = 161$) значений индексов видового разнообразия Шеннона (H , бит/экз.) от интегрального показателя (IP' , %) в Невской губе в 1994–2004 гг., в юго-западной части Ладожского озера в 1994 г., в истоках р. Москвы в 1974 г., и р. Ижоре в 2000 г.

ности) отмечали для малых рек, водоемов-охладителей и пойменных озер (Протасов, 2007).

Распределение численности зообентоса по шкале загрязнения (по шкале IP') также как и распределение индексов видового разнообразия носит унимодальный характер (Балушкина, 1997). Численность зообентоса возрастает в водах от класса «чистых» и достигает максимума в классе «загрязненных-грязных» вод. В 5-м классе «грязных» вод при значениях IP' от 299 до 340 (при IP' от 74.8 до 85% соответственно) происходило снижение численности и биомассы донных животных, скорее всего связанное с их высокой токсичностью. В Невской губе в 1994–2005 гг. устойчивого снижения численности в 5-м классе вод (при IP' от 78.7 до 80.3%), например в районе порта г. Санкт-Петербурга не наблюдалось. С увеличением степени загрязнения вод от «умеренно загрязненных» до «грязных» численность зообентоса с высокой степенью достоверности возрастала (Балушкина, 2007).

Изменения биомассы зообентоса в Невской губе, происходящие под влиянием загрязнения в значительной степени определяются динамикой биомассы крупных двустворчатых моллюсков *Unionidae*, биомасса которых достигает максимальных значений в 4-м и снижается в 4–5-м классе «загрязненных-грязных» вод. В 5-м классе вод в сообществах бентоса более чем на 90% доминировали олигохеты сем. *Tubificidae* (Балушкина, 2007).

Интегральная, средняя оценка качества вод всей акватории Невской губы на протяжении 12 лет (1994–2005 гг.) оставалась достаточно постоянной — воды оценивались как «загрязненные» (4 класс), а состояние экосистемы как «критическое». В этот период выделяются два этапа. На первом этапе (1994–2000 гг.) в

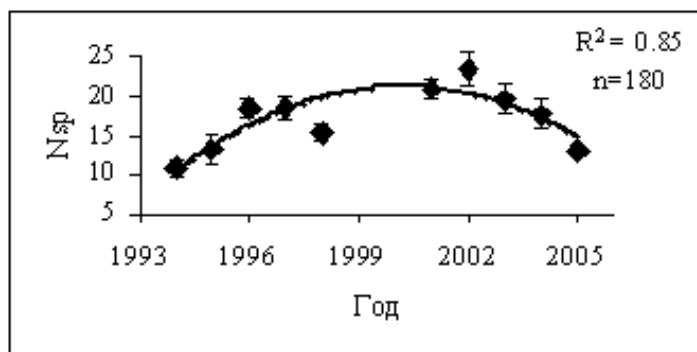


Рис. 4.4.3. Динамика числа видов зообентоса (N_{sp}) в Невской губе в 1994–2005 гг. N_{sp} — среднее для акватории Невской губы число видов на 1 м^2 .

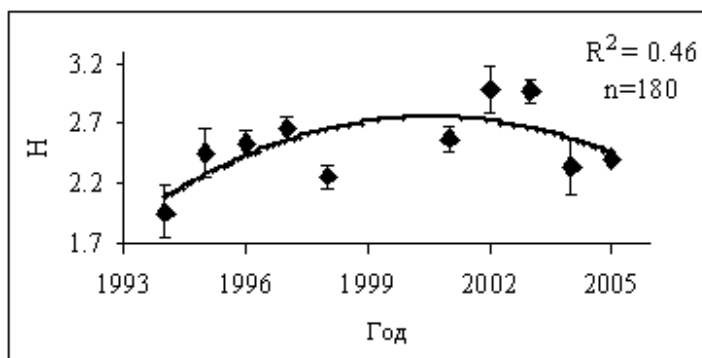


Рис. 4.4.4. Динамика индекса разнообразия Шеннона (H, бит·экз.⁻¹) в Невской губе в 1994–2005 гг.

H — среднее для акватории Невской губы.

Невской губе наблюдались процессы восстановления экосистемы, связанные со спадом промышленности г. Санкт-Петербурга в 90-е гг., и особенно ярко выраженные в устье р. Невы и зоне наибольшей проточности Невской губы. Второй этап, начиная с 2001–2002 гг. сопровождался возрождением промышленности, строительством портов и активизацией судоходства. Средние для Невской губы значения IP' снижались с 64.5 в 1994 г. до 58.6% в 1997 г., а затем с некоторыми колебаниями возрастали до 66% в 2005 г., практически достигнув границы с 4–5 классом вод.

Эти процессы в наибольшей степени отражали изменения средних для всей акватории Невской губы (рассчитаны по данным для 180 станций) значений числа видов и индексов видового разнообразия, которые в первый период возрастали, а затем закономерно снижались (рис. 4.4.3, 4.4.4). Связь изменения видового бо-

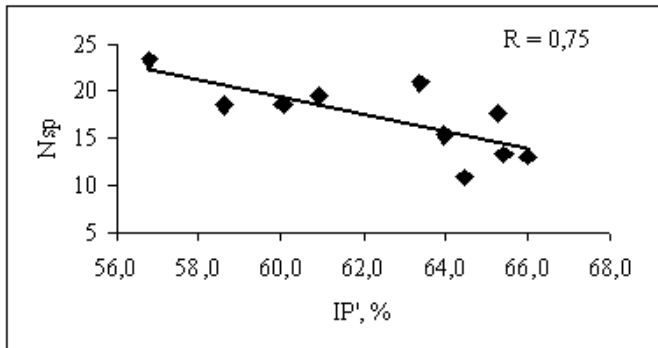


Рис. 4.4.5. Зависимость числа видов (N_{sp}) от интегрального показателя IP' в Невской губе в 1994–2005 гг.

N_{sp} — среднее значение числа видов на 1 м^2 для акватории Невской губы, IP' — среднее значение для акватории Невской губы.

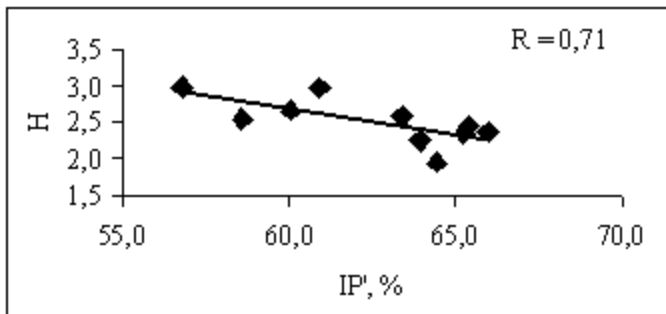


Рис. 4.4.6. Зависимость индекса видового разнообразия Шеннона (H) от интегрального показателя IP' в Невской губе в 1994–2005 гг.

H — среднее значение индекса видового разнообразия на 1 м^2 для акватории Невской губы, IP' — среднее значение для акватории Невской губы.

гатства и видового разнообразия зообентоса Невской губы с загрязнением подтверждает значимая корреляция этих показателей с индексом IP' (рис. 4.4.5, 4.4.6). Зависимость видового богатства и видового разнообразия от интегрального показателя IP' вполне закономерна, т.к., рассчитанный на основе структурных характеристик зообентоса IP' также зависит от абиотических и биотических характеристик экосистемы.

Средняя для акватории Невской губы численность донных животных в 1994–2005 гг. менялась незначительно от 11 320 до 15 838 экз.· м^{-1} , за исключением 2001 и 2004 гг., когда она достигала 61 126 и 47 219 экз.· м^{-1} вследствие вспышки численности олигохет п/сем. *Naididae*. Биомассу зообентоса Невской губы определяли крупные двусторчатые моллюски униониды (78.8%) и мелкие двустор-

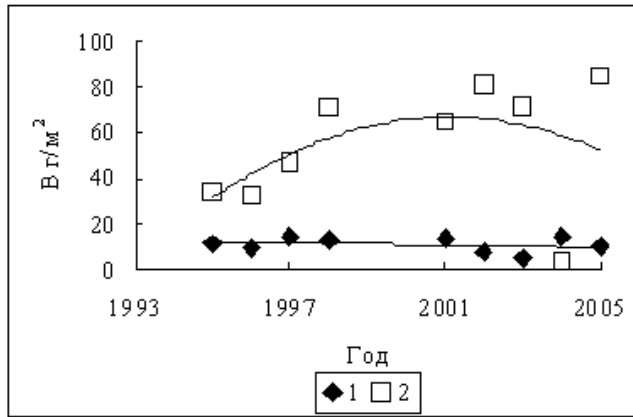


Рис. 4.4.7. Динамика биомассы моллюсков и «мягкого» зообентоса в Невской губе в 1994–2005 гг.

1 — «мягкий» бентос, 2 — униониды и пизидииды.

чатые моллюски пизидииды, доля которых была очень низка и составляла всего 1.3% от суммарной биомассы зообентоса, биомасса «мягкого» бентоса составляла в среднем за период исследований 19.9% и изменялась в меньшей степени, (рис. 4.4.7). Поселения унионид *Tumidiana conus*, *Unio pictorum*, *Colletopterum subcirculare* и других видов встречались повсюду, даже в придельтовой зоне, отсутствовали они только в районе порта и в морском канале.

Увеличение биомассы унионид с 30 до 70–80 г·м⁻² в 1990-е гг. связано с улучшением условий среды обитания, повышением качества вод до 4-го класса. В 1980 г. воды Невской губы оценивали по состоянию зообентоса как альфамезосапробные (4–5 класс по IP'). В 1980 г. в зообентосе Невской губы преобладали более устойчивые к загрязнению пизидииды р. *Sphaerium*, биомасса которых достигала на наиболее загрязненных участках побережья в районе Лахты (4–5, 5 классы вод по IP') 258.36 г·м⁻² и олигохеты сем. *Tubificidae* (Обзор состояния..., 1981). Среди олигохет доминировал *Tubifex tubifex*, численность и биомасса которого на наиболее загрязненных участках Морского канала и Морского торгового порта достигала 100%. Следует отметить, что в 1990-е гг. *T. tubifex*, доминировавший в 80-е, встречался редко. Даже в местах наибольшего загрязнения в районе Морского торгового порта доминировали *L. hoffmeisteri* и *P. hammoniensis*, численность которых достигала десятков тысяч экз. на 1 м² и *Spirosperma ferox*, вся популяция которого состояла из мелких, аномальных особей, что характерно для токсичных грунтов (Финогенова и др., 1999).

Основное отличие зообентоса вершины восточной части Финского залива — отсутствие крупных двустворчатых моллюсков унионид.

В начале века в зоне вершины восточной части Финского залива преобладали реликтовые ракообразные. В настоящее время эти животные достаточно редки

и немногочисленны, в 1994–2005 гг. была обнаружена только *Monoporeia affinis*. В 1994–2005 гг. вместо реликтовых ракообразных на серых и черных илах на глубине 10–15 м в массе обитали пресноводные виды олигохет и хирономид. В 1990-е гг. изредка встречались двусторчатые и брюхоногие моллюски, в 2001 г. моллюски отсутствовали, но появился впервые вид полихет *Marencelleria viridis*. Сообщество донных животных в зоне вершины восточной части Финского залива было, как правило, небогато и состояло из 4–11 видов.

При продвижении на запад с увеличением глубины (до 30 м) и по мере нарастания солености сообщество зообентоса кардинально меняется. Сначала резко уменьшается численность хирономид, а затем при солености более 3‰ они выпадают из состава бентоса. В сообществе олигохет уменьшается численность пресноводных видов *P. hammoniensis* и *L. hoffmeisteri*, появляются морские и солоноватоводные виды *Heterochaeta costata*, *Paranais litoralis*, *Amphichaeta sannio*, *Marionina argentea*. Увеличивается численность *M. affinis* (Balushkina, Finogenova, 2003).

Воды вершины восточной части Финского залива в 1994–2005 гг. оценивали как воды 4–5-го класса («загрязненные – грязные») за исключением 2001 г., когда качество вод было на один класс выше (4 класс вод — «загрязненные»). Максимальные значения IP' (85.2) для всей исследуемой системы наблюдали у южного берега за «дамбой», в 1994 и 1997 гг., воды оценивали как «грязные» (5 класс вод), а состояние экосистемы как «катастрофическое». Зообентос был представлен 7 видами, степень доминирования олигохет достигала 99.5%. Доминировали олигохеты *L. hoffmeisteri* и *P. hammoniensis* — показатели полисапротоксобных вод. Индекс видового разнообразия был крайне низким (1.3). В последующие годы состояние на этом участке (ст. 26, рис. 4.4.8) несколько улучшалось и в 2005 г. воды здесь оценивали как «загрязненные».

Как показали исследования 2001 г., качество вод восточной части Финского залива улучшалось в западном направлении (Balushkina, Finogenova, 2003).

В 2002–2005 гг. состояние экосистем восточной части Финского залива ухудшалось, и в этом районе появились участки, воды которых оценивались как «грязные», а состояние как «катастрофическое» (ст. 19, рис. 4.4.8). «Умеренно загрязненные» воды, характерные для этого района в 1994–2001 гг. в 2005 г. были отмечены лишь на двух наиболее удаленных от берега станциях (4F и 3F5, рис. 4.4.8), появились зоны полного отсутствия бентоса (станция 1FG, рис. 4.4.8). В 2005 г. состояние экосистемы по сравнению с 2001 г. в этом районе ухудшилось в связи с повышением активности нефтеналивных судов и увеличением загрязнения нефтепродуктами в районе мыса Шепелев. В 2005 г. на Шепелевском плесе выявлены загрязненные осадки с концентрацией нефтепродуктов более 0.18 мг/кг (Басова и др., 2006).

Усиление процессов эвтрофирования в конце 20, начале 21 столетия, особенно сильно выраженные в прибрежье вершины восточной части Финского залива, увеличение техногенной нагрузки в связи с активизацией судоходства, безусловно,

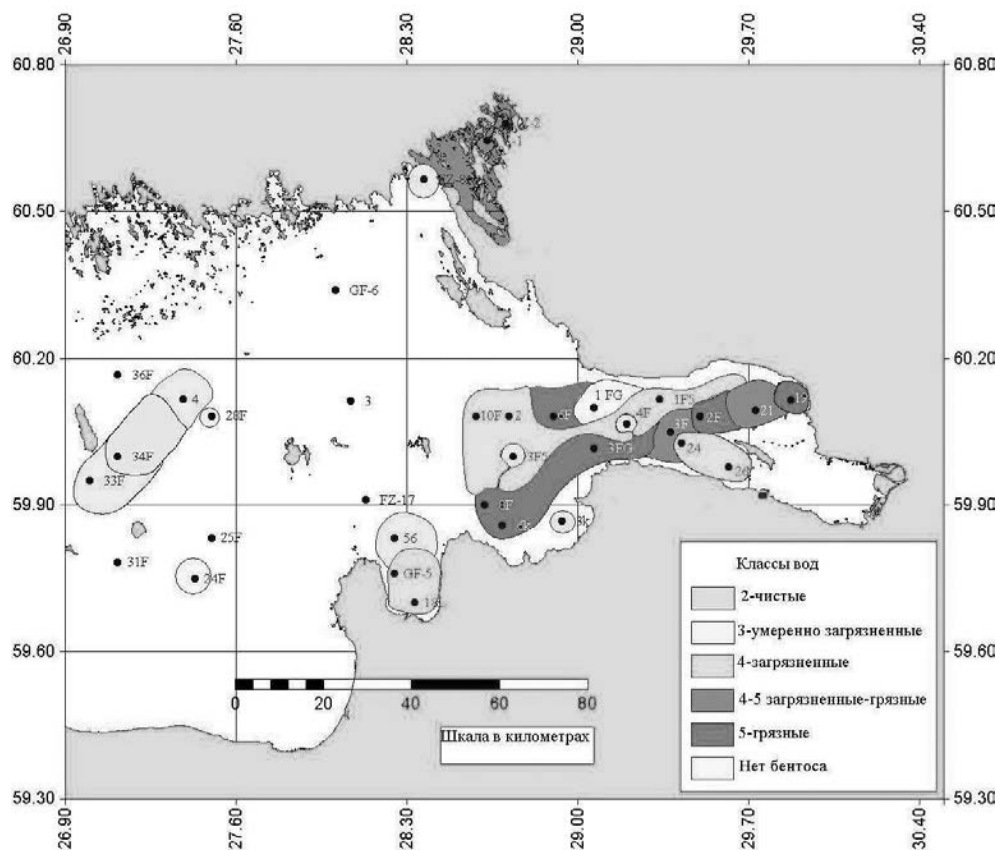


Рис. 4.4.8. Оценка состояния восточной части Финского залива по интегральному показателю IP' в 2005 г.

оказывало влияние на сообщества донных животных. Процессы восстановления видового разнообразия в период 1994–2001 гг., отчетливо выраженные в Невской губе, практически не коснулись вершины восточной части Финского залива.

По результатам обследования 76 станций были рассчитаны интегральные, средние для акватории вершины восточной части Финского залива значения интегрального показателя IP' , числа видов, индексов видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса в период 1994–2005 гг.

Значения интегрального показателя IP' изменялись в период исследований от 67.4 до 71.5, характеризую в среднем состояние экосистемы вершины восточной части Финского залива как «кризисное», а воды как «загрязненные-грязные» (4–5 класс вод), на один класс ниже, чем воды Невской губы, оцениваемые как воды 4 класса. Лишь в 2001 г. воды вершины восточной части Финского зали-

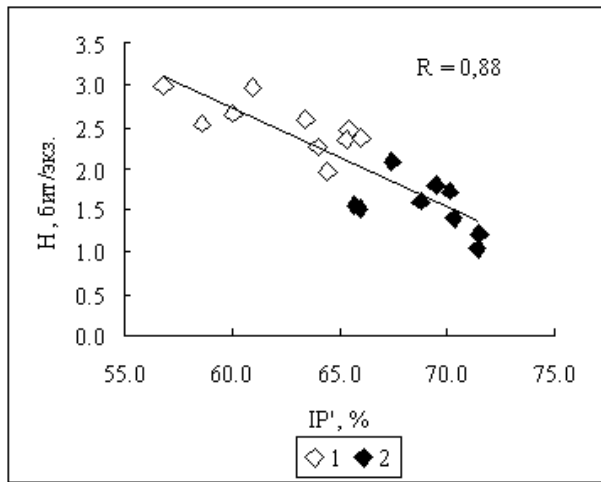


Рис. 4.4.9. Изменение индекса видового разнообразия Шеннона в Невской губе и в зоне вершины восточной части Финского залива в 1994–2005 гг.
1 — Невская губа, 2 — вершина восточной части Финского залива.

ва характеризовались также как воды Невской губы, значения IP' были близки к границе вод 4–5 класса (65.9).

В 1994–2005 гг. в этой части залива наблюдалось снижение индекса видового разнообразия Шеннона. Видовое разнообразие зообентоса курортной зоны было значительно ниже, чем в Невской губе. Скорее всего, это связано не только с влиянием солености, но и с большим по сравнению с Невской губой загрязнением (IP') зоны вершины восточной части Финского залива (рис. 4.4.9). Снижение видового разнообразия в зоне вершины восточной части Финского залива было вызвано возрастанием доли олигохет в сообществах донных животных, в которых доминировали *L. hoffmeisteri* и *P. hammoniensis*. Доля *P. hammoniensis* и *L. hoffmeisteri* в общей численности олигохет составляла в период наблюдений 86–100%, что свидетельствует о сильном загрязнении грунтов токсическими и органическими веществами.

Кроме того, в 1994–2005 гг. наблюдалось отчетливо выраженное снижение численности и биомассы донных животных (рис. 4.4.10, 4.4.11). Как было показано ранее (Балушкина, 1997), при ухудшении состояния экосистемы до катастрофического (5 класс вод) может происходить не только снижение видового богатства и видового разнообразия, но и снижение суммарной численности и биомассы донных животных, скорее всего связанное с высокой токсичностью воды.

В открытых водах восточной части Финского залива «катастрофическое» состояние наблюдали в 1997 и 2005 гг. в районе Копорской губы (ст. 8F 6к, рис. 4.4.8 и ст. F17, F18, рис. 4.4.12). Состояние внутренней части Выборгского залива в 1997 г. также оценивали как «катастрофическое», а воды как «грязные»

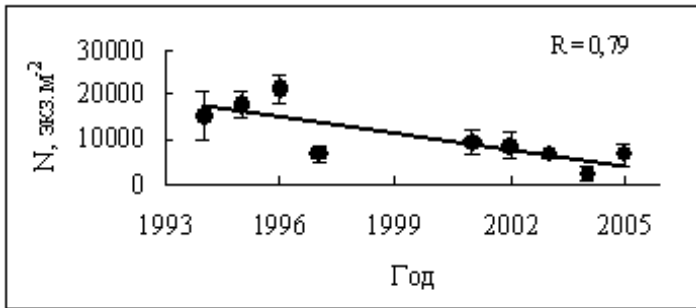


Рис. 4.4.10. Динамика численности бентоса в зоне вершины восточной части Финского залива в 1994–2005 гг.

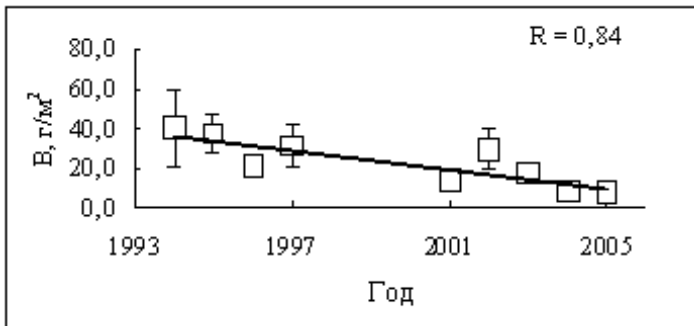


Рис. 4.4.11. Динамика биомассы в зоне вершины восточной части Финского залива в 1994–2005 гг.

(рис. 4.4.12), в 2005 г. на один класс выше. Воды открытой части Выборгского залива в 1997, 2002 и 2005 гг. оценивали как «умеренно загрязненные» (рис. 4.4.8, 4.4.12).

Отсутствие зообентоса в 1997 г. в прибрежных районах г.Приморска и пос. Советский, скорее всего, было связано с неблагоприятными условиями, в первую очередь с низким содержанием кислорода, вызванным сильным загрязнением (Balushkina, 1998). В 2002 г. на этих участках наблюдалось восстановление сообществ донных животных. В частности воды в районе г. Приморска оценивались как «умеренно загрязненные» и «загрязненные». В 2005 г. обстановка в районе Приморского терминала снова ухудшилась в связи с повышением концентрации нефтепродуктов в грунтах (Басова и др., 2006).

Глубоководная зона (глубины свыше 30 м) восточной части Финского залива населена, главным образом, солоноватоводными и морскими видами. Пресноводные формы здесь представлены эвригалинным видом олигохет *N. elinguis*. В конце 1970-х гг. ведущее место по встречаемости и бомассе здесь занимали эвригалинные морские моллюски *M. baltica* и морские реликтовые ракообразные

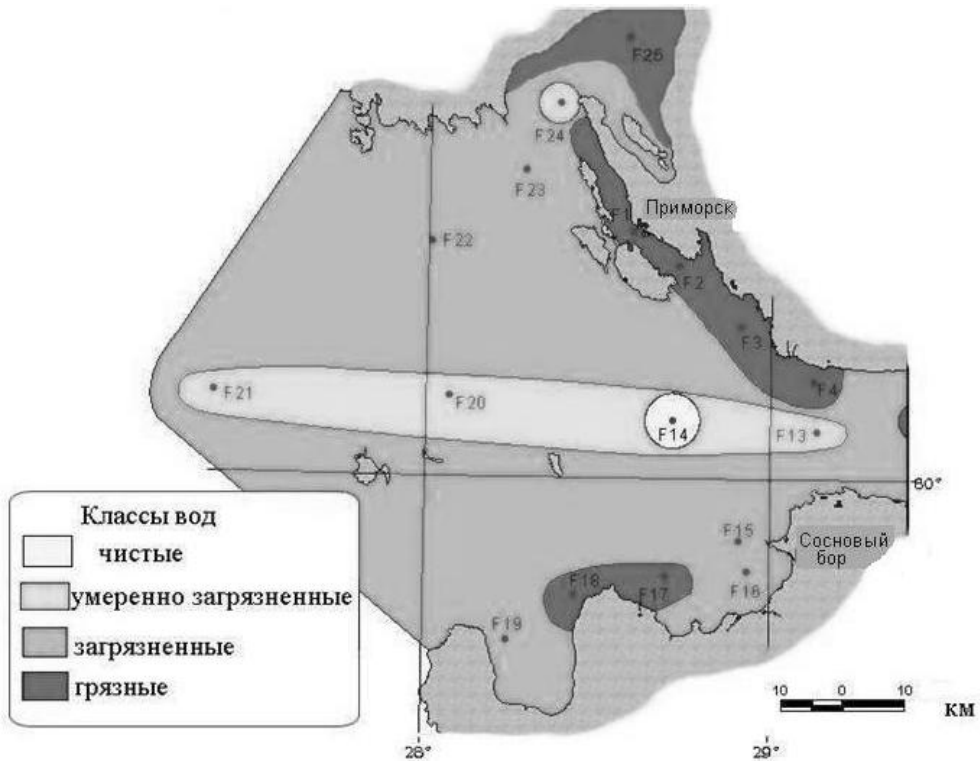


Рис. 4.4.12. Оценка состояния глубоководной зоны восточной части Финского залива, Лужской и Копорской губы и Выборгского залива по интегральному показателю IP' в 1997 г.

M. affinis и *Saduria entomon* (Кудерский, 1982). Уже в 1980-х гг. (Шишкин и др., 1982) 99% численности зообентоса на значительной части акватории Финского залива приходилось на 1 вид — *M. affinis*. При этом авторы отмечали чрезвычайную ранимость сообщества животных, т.к. при уменьшении концентрации кислорода у дна до 2–3 мг/л *M. affinis* вымирает, и тогда макрозообентос отсутствует.

Материалы 1994–2005 гг. показали дальнейшее ухудшение условий существования реликтовых ракообразных в глубоководной зоне. Резко уменьшилась численность *M. affinis*. Если в 80-е гг. она превышала 10000 экз./м², то сейчас едва достигала десятков и сотен экземпляров на 1 м² (Balushkina, Finogenova, 2003). *S. entomon*, как и в 80-е гг., в 1994–2005 гг. крайне редок и малочислен. Макрозообентос глубоководной зоны состоял в основном из морских и солоноватоводных видов, начал распространяться вид полихет *M. viridis*. Обширные же пространства восточнее устья Выборгского залива и у о. Мощный, занятые черными илами с сильным запахом H₂S, были практически безжизненны. Дефицит кислорода

был обусловлен наблюдающейся в последние годы адвекцией соленых вод в восточную часть Финского залива (Ляхин и др., 1997).

В 1990-е гг. XX столетия воды центра глубоководной зоны (ст. F13, F14, F20, F21) оценивали как «чистые» и «умеренно загрязненные», а окружающие их участки как «загрязненные» (рис. 4.4.12). В 2005 г. большая часть вод глубоководной зоны оценивалась как «грязные» (ст. 3FG, 6F, 8F), значительные площади этого района населяли в 2005 г. малочисленные олигохеты *N. elinguis* (ст. 3, 25F, 28F, 31F, 36F, GF6, FZ17). Появились зоны полного отсутствия зообентоса (ст. 24F, 28F), что указывает на неудовлетворительное качество среды для обитания донных животных в этом районе (рис. 4.4.8).

Таким образом, в период 1994–2005 гг. пространственную неоднородность качественного состава и количественного развития донных животных в Невской губе более всего, определяла степень загрязнения вод. Снижение степени загрязнения губы привело к восстановлению видового разнообразия, снижению численности и биомассы зообентоса, особенно отчетливо выраженному, в области наибольшей проточности Невской губы, воды которой оценивали как «умеренно загрязненные» (3-й класс вод). По материалам 1980 г. воды 9-й станции, расположенной в этой зоне оценивались как α -, β -мезосапробные, т.е. как воды 4-го, 4–5 классов в соответствии с классификацией по IP' (Обзор состояния..., 1981). Наиболее неблагоприятные условия в 1994–2005 гг. наблюдали в районе Морского порта, воды которого характеризовали как «грязные» (5-й класс вод). Следует отметить, что в 1980 г. район Морского порта также характеризовался как наиболее загрязненный, а воды его оценивались по зообентосу как α -полисапробные, что соответствует оценке по IP' 4–5, 5 классам вод (Обзор состояния..., 1981).

В среднем воды акватории Невской губы в 1994–2005 гг. оценивали как «загрязненные» (4-й класс), а состояние экосистемы как «критическое». Средние значения IP' изменялись от 56.8 до 66%. В 1980 г. воды Невской губы по зообентосу характеризовались как α -мезосапробные (4–5 класс вод по IP'), т.е. на один класс ниже, чем в 1994–2005 гг. (Обзор состояния..., 1981). В 1992 г. воды всех районов Невской губы оценивали по Индексу загрязнения вод (ИЗВ) как воды 4-го класса — «загрязненные» (Фрумин и др., 1995). По нормативам качества поверхностных вод (по химическим характеристикам) большая часть вод Невской губы в 2001 относилась к 4 классу вод (Басова и др., 2002). Вода 4 класса непригодна для питьевого водоснабжения, рыбоводства, целей рекреации и для использования в производстве требует более сложной подготовки (чем воды 3 класса). Оценка, приведенная в этой работе (Басова и др., 2002), несомненно, так же как и структурные характеристики сообществ донных животных указывает на «кризис» экосистемы с точки зрения водопользования. Кроме того, анализ санитарно-микробиологического состояния водной среды Невской губы в 2001 г. показал высокий уровень фекального загрязнения, о чем свидетельствовали высокие титры колииндекса и периодическое обнаружение патогенной микрофлоры (Михайленко, Малышев, 2002).

Наблюдаемые в 1990-х гг. тенденции к улучшению состояния Невской губы были связаны со спадом производства в г. Санкт-Петербурге в 90-е гг. прошлого столетия и не были устойчивыми. Восстановление промышленности и ухудшение качества воды привело к закономерному снижению видового богатства и видового разнообразия, росту численности и биомассы, а значения IP' практически достигли в 2005 г. границы с 4–5 классом вод. В 2005 г. было отмечено понижение солености и увеличение щелочных свойств воды, которые связаны с сокращением содержания тяжелых металлов и биогенных элементов (содержания фосфора и минеральных форм азота). Тем не менее, максимальные концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов часто превышали нормативные уровни загрязнения, а иногда превосходили уровень экстремального загрязнения (Басова и др., 2006). В то же время наблюдалось увеличение превышений нормы величин БПК₅ в 30% случаев по сравнению с данными 2004 г. (Басова и др., 2006). Отмечена неблагоприятная тенденция усиления эвтрофикации и ухудшения качества вод в прибрежных участках Невской губы, где фиксируется рост биомассы фитопланктона (Никулина, статья в наст. сборнике; Голубков и др., статья в наст. сборнике; Басова и др., 2006).

Высокий водообмен Невской губы и соответственно малый срок пребывания воды составляет в среднем 5,5 суток, а в центральной транзитной зоне — вдвое меньше. Поэтому в Невской губе остается и впоследствии аккумулируется в осадках значительная часть растворенного стока, поступающего как с невскими водами, так и из очистных сооружений, большая же часть взвешенных наносов по-прежнему выносятся из Невской губы. Часть их накапливается в искусственных ловушках, которыми являются подводные карьеры, расположенные вдоль фронтальной части Санкт-Петербурга. Возможно, поэтому сообщества донных животных Невской губы быстро реагировали на улучшение и ухудшение качества среды обитания. Тот факт, что увеличение степени загрязнения в Невской губе в целом вызывает повышение количественного развития донных животных на фоне снижения их видового разнообразия можно отнести к положительным моментам.

Состояние вершины восточной части Финского залива в 1994–2005 гг. неблагоприятно. В этой зоне происходило снижение видового разнообразия, численности и биомассы донных животных, т.е. наблюдались все признаки деградации сообществ донных животных. Состояние экосистемы большую часть периода наблюдений оценивали как «кризис», а воды как «загрязненные – грязные». В методическом руководстве (Критерии оценки..., 1992) в классификации степени экологического неблагополучия «кризис» характеризуется устойчивыми отрицательными изменениями экосистемы, представляющими угрозу для населения.

В глубоководной зоне восточной части Финского залива в 1994–2005 гг. также создалась неблагоприятная экологическая ситуация. Нарушение вертикального водообмена в связи с поступлением тяжелых соленых вод привело к дефициту O_2 у дна. Кроме того, загрязняющие ксенобиотики, легко вымываемые с мелководий, скапливаются здесь, усугубляя неблагоприятные условия. В результате на протя-

жении небольшого отрезка времени мы наблюдали, по сути, деградацию существующего ранее здесь сообщества макрозообентоса, проявляющуюся в смене доминирующих форм, изменении качественного состава, уменьшении биомассы, появлении зон полного отсутствия зообентоса, что указывает на неприемлемое качество среды для обитания донных животных в этом районе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

РОЛЬ ЕСТЕСТВЕННЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ В СОВРЕМЕННОЙ ДИНАМИКЕ ЭКОСИСТЕМЫ ЭСТУАРИЯ Р. НЕВЫ И СТРАТЕГИЯ УПРАВЛЕНИЯ ЕГО БИОЛОГИЧЕСКИМИ РЕСУРСАМИ

Регион, включающий Невскую губу и восточную часть Финского залива, благодаря своему географическому и стратегическому положению в настоящее время имеет невероятно быстроразвивающуюся инфраструктуру и огромный объем капиталовложений. Начиная с 1980-х гг. прошлого века, здесь осуществляются крупнейшие в России инвестиционные проекты, первым из которых был комплекс защитных сооружений города Ленинграда от наводнений («дамба»), отделивших Невскую губу от восточной части Финского залива. Этот комплекс, строительство которого еще не закончилось, должен соединить южный и северный берега Финского залива. Длина его 22 км. Он должен замкнуть кольцевую магистраль вокруг Санкт-Петербурга с туннелем под дном Невской губы южнее о. Котлин. Стоимость проекта более 2 млрд долл.

В наши дни на акватории Финского залива, включая Невскую губу, наблюдается строительный бум, который по масштабам и темпам может сравниться разве что с объемами строительства 30-х гг. XX в. в рамках первых пятилеток. Только за последние шесть лет построены и пущены в эксплуатацию два крупнейших в Европе нефтеналивных терминала в Выборгском заливе и сухогрузный порт в Усть-Луге. Планируется строительство еще трех терминалов. В результате объем перевозимой нефти по российской части акватории Финского залива возрос с одной четверти общего объема транспортировки нефти в Финском заливе в 2001 г. до примерно половины в 2004-м, а в 2010 г. он будет составлять не менее двух третей. Кроме того, заканчивается подготовка к строительству «Северного потока» (Nord Stream) — магистрального газопровода по дну Балтийского моря от г. Выборга (Россия) до Германии. Его протяженность около 1200 км. Через него будет доставляться в Западную Европу 55 млрд м³ природного газа в год. Объем капиталовложений в развитие этой инфраструктуры составляет миллиарды долларов.

России нужны сравнительно дешевые и надежные пути транспортировки нефти и прочих товаров в другие страны. Из-за распада Советского Союза наземные пути и ряд портов оказались на территории других государств, которые постоянно взвинчивают цены на транзит российской нефти и к тому же часто используют его как фактор политического давления на Россию.

Наконец, еще одно направление инвестиционной деятельности — реконструкция морского фасада г. Санкт-Петербурга. К числу крупнейших инвестиционных проектов относятся: современный морской пассажирский порт в Санкт-Петербурге с пропускной способностью 1.2 млн пассажиров в год, «Балтийская жемчужина» — многофункциональный комплекс жилищного и делового назначения в юго-западной части Санкт-Петербурга общей площадью более 1 млн м². Для реализации этих проектов будут намываться дополнительные территории. Начато строительство «Западного скоростного диаметра» — скоростной магистрали протяженностью 46.6 км, которая будет частично проходить по акватории Невской губы и включать 19 развязок и три моста высотой 55 м. Все эти проекты непосредственно затрагивают акваторию эстуария р. Невы так как предполагают намыв новых территорий, прокладку фарватеров, многократное увеличение транспортной нагрузки.

Резкое увеличение хозяйственной деятельности на акватории Невского эстуария неизбежно вызывает серьезные экологические проблемы. Одной из них для окружающей среды, как для восточной части Финского залива, так и для всего Балтийского моря представляется эвтрофирование. Оно выражается в мощном развитии водорослей планктона, перифитона, макрофитов и др., которое обусловлено, в том числе, и возрастанием количества биогенных элементов в воде водоема. Заметим, что только р. Нева выносит в Балтийское море около 3 тыс. т фосфора и 60 тыс. т азота, что составляет около 8% от общего количества биогенных веществ поступающих в него. В настоящее время из общего количества растворенного фосфора, поступающего в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рукавов, примерно 60% приходится на «антропогенный» фосфор и около 40% — на «природный».

Гидробиологические исследования в эстуарии р. Невы, проведенные Зоологическим институтом РАН с 1964 г. по настоящее время, показали, что в сообществах гидробионтов произошли качественные и количественные изменения. Так, например, состав фитопланктона Невской губы в последние годы отличался от того, который наблюдался в восьмидесятые годы прошлого века. Произошла смена доминирующих видов, были обнаружены виды, ранее не зафиксированные на акватории губы. Несмотря на различия в структуре и биомассе водорослей планктона в разных зонах эстуария, в целом в эстуарии, по сравнению с восьмидесятыми годами во всех зонах в летний период произошло увеличение биомассы водорослей планктона в 2–3 раза.

Средняя за сезон биомасса планктонных водорослей во внутреннем эстуарии Финского залива возросла с 2-х (1982–1988 гг.) до 4.6 мг/л (2002–2004 гг.). Главным образом за счет развития цианобактерий увеличилась продолжительность периода высокой (до 10 мг/л) летней биомассы фитопланктона. В девяностые годы прошлого века в планктоне резко преобладали цианобактерии *Planktothrix agardhii* — показатель органического загрязнения. К настоящему времени, несмотря на общее увеличение биомассы цианобактерий, доля этого вида в общей биомассе фитопланктона сократилась. Снова возросло значение диатомовых водорослей

Skeletonema subsalum, которые практически не встречались в девяностые годы. Развитие этих водорослей характерно для мезотрофных и эвтрофных водоемов, но с низким уровнем органического загрязнения. Наименьшие величины биомассы фитопланктона отмечались в глубоководной части Финского залива, наибольшие — в Выборгском заливе.

Максимальный уровень первичной продукции планктона в эстуарии р. Невы приурочен к зоне геохимического барьера, который образуется во Внутреннем эстуарии, где резко замедляется скорость стокового течения и происходит увеличение солености. Благодаря специфическим физико-химическим условиям в этой зоне изменяется поведение химических элементов и взвешенных частиц, происходит их аккумуляция и постепенное осаждение. Вследствие этого здесь наблюдались максимальные значения концентрации хлорофилла а и величины первичной продукции планктона. Поэтому Внутренний эстуарий оказался наиболее уязвимым для развития процессов эвтрофирования.

На величину первичной продукции планктона в эстуарии влияют процессы седиментации и ресуспензии взвешенных в воде веществ, а так же их трансформации в толще воды и на границе дно-вода. Эти естественные процессы в совокупности с движением водных масс, определяемыми региональными колебаниями климата, существенно воздействуют на первичную продукцию эстуария. Кроме этого, на формирование трофического статуса эстуария влияют особенности его геоморфологического строения. В то же время значительное влияние на первичную продукцию экосистем Невского эстуария и Выборгского залива оказывает усиление воздействия антропогенных факторов, связанное с хозяйственной деятельностью на акватории. Результатом действия как природных, так и антропогенных факторов являлись значительные колебания трофического статуса вод за последние три десятилетия во всех частях эстуария р. Невы. Таким образом, эвтрофирование экосистемы эстуария обусловлено как антропогенным воздействием, так и природными гидролого-климатическими факторами.

Высокая нагрузка вод эстуария биогенными элементами усиливает развитие водорослей в воде и в прибрежных зонах, что находит отражение в «цветении» воды и ухудшении качества вод и окружающей среды прибрежных территорий. За последние 20 лет, несмотря на предпринимаемые меры по очистке сточных вод, уровень первичной продукции в мелководном районе восточной части Финского залива увеличился в 2–3 раза и достиг уровня эвтрофного водоема. Особенно высок уровень первичной продукции во Внутреннем эстуарии, прилегающем к курортной зоне Санкт-Петербурга, и в Выборгском заливе. В этом заливе величина первичной продукции в середине лета почти достигала уровня, характерного для гиперэвтрофных вод

Общая площадь зарослевых массивов в Невской губе составляет около 3% от площади губы. Наиболее распространены здесь сообщества, формируемые тростником обыкновенным (*Phragmites australis*) и камышом озерным (*Schoenoplectus lacustris*), которые вносят основной вклад (около 99%) в общую за год про-

дукцию макрофитов. Среди макроводорослей доминирующая роль принадлежит сообществам кладофоры *Cladophora glomerata*. Многолетние изменения в водных зарослях губы связаны с воздействием человека и выражаются в изменении размеров площадей зарослей, состава и продуктивности сообществ погруженных и плавающих гидрофитов.

В сообществах микрофитоперифитона отмечена сезонная смена комплекса доминирующих видов и два пика биомассы. В начале сезона по численности и биомассе доминировали диатомовые водоросли, затем их место занимали зеленые и синезеленые.

Катастрофическое развитие в настоящее время нитчатых водорослей (преимущественно *Cladophora glomerata*) стало наиболее серьезной проблемой прибрежной части Невского эстуария. В конце лета – начале осени продукция нитчатых водорослей за месяц достигала 20–30 т на 1 га прибрежной зоны. Огромные массы гниющих нитчатых водорослей, развивающихся на мелководьях северного побережья Финского залива, выбрасываются штормами на берег, что создает реальную угрозу санитарному состоянию пляжей Санкт-Петербурга и тормозит развитие рекреации и туризма. Помимо этого, образующийся в результате гниения водорослей дефицит кислорода в воде приводит к многократному уменьшению плотности аборигенных видов животных и способствует проникновению в эти биотопы чужеродных видов организмов, менее чувствительных к низкому содержанию кислорода.

Результаты микробиологических исследований показали, что эстуарий р. Невы в целом можно отнести к мезо-олиготрофным водоемам. Общая численность и биомасса бактериопланктона снижались по мере переноса водных масс из Невской губы в восточную часть Финского залива. В настоящее время намечается тенденция снижения численности бактерий по всей акватории по сравнению с 1930–1990-х гг., что может быть обусловлено уменьшением поступления в Невскую губу лабильных органических веществ со сточными водами.

Исследование сообществ зоопланктона в средней и нижней части эстуария Невы, выполненные в конце 1990-х – начале 2000-х гг., позволили описать изменение структуры сообщества зоопланктона и выразить количественно динамику его численности и биомассы в градиенте солености воды.

Благодаря небольшим глубинам, хорошему прогреву воды и низкой скорости водообмена в разных районах эстуария р. Невы наблюдается высокое таксономическое разнообразие зоопланктона. В Финском заливе отмечено 276, в Невской губе — 394 видов животных планктона. Для сравнения в Ладожском озере — 414, в центральной части Балтийского моря число таких видов не превышает 26. Наибольшее число видов в эстуарии р. Невы выявлено в микрозоопланктоне (простейшие и коловратки). Важное экологическое значение имеют коловратки, что позволило предложить использовать их для оценки развития экосистемы эстуария.

Структура сообществ зоопланктона наиболее сложно организована в водах с соленостью около 2‰. С понижением и повышением солености структура сооб-

ществ упрощается. Биомасса и численность животных планктона закономерно снижаются по мере возрастания солености воды. Наибольшие величины биомассы (около 1.5 мг/м³) отмечены в пресноводных участках эстуария. Сопоставление полученных данных с результатами исследований, выполненных на других эстуариях и лагунах Балтики, свидетельствует об универсальности наблюдаемых закономерностей трансформации сообществ зоопланктона в градиенте солености воды, несмотря на специфику водоемов.

В эстуарии р. Невы значительно изменился состав сообществ зообентоса. В начале прошлого века в донной фауне эстуария доминировали гляциальные реликты — *Pallasea quadrispinosa*, *Monoporeia affinis*, *Saduria entomon*, *Mysis relicta*. Ныне в Невской губе преобладают типичные обитатели эвтрофных водоемов: малощетинковые черви, хирономиды и двустворчатые моллюски. В восточной части Финского залива велика роль полихет и личинок хирономид и на некоторых участках акватории встречаются плотные поселения двустворчатых моллюсков *Macoma baltica*. Значение чистоводных гляциальных реликтов для восточной части Финского залива и Невской губы в настоящее время невелико, что отрицательно сказывается на рыбопродуктивности Невского эстуария. Уловы большинства промысловых видов рыб с начала 1980-х гг. упали примерно на порядок.

Для эстуария р. Невы характерны значительные межгодовые колебания численности и биомассы донных животных, которые отмечались еще первыми исследователями этого водоема. Наиболее заметные изменения, в последние годы связаны с изменениями гидрологического режима, обусловленными крупномасштабными климатическими процессами. При этом важнейшую роль играют многолетние колебания речного стока и водообмена с Балтийским морем.

Действие этих факторов особенно заметно у верхней (речной) и нижней (морской) границах эстуария, где амплитуда многолетних колебаний биомассы в сообществах донных животных достигала 1–2 порядков. В вершине эстуария изменения в бентосных сообществах являются отражением внутривековых, с периодом около 25–30 лет, колебаний стока р. Невы. Для многоводных периодов была характерна очень высокая биомасса донных животных за счет массового развития в это время двустворчатых моллюсков, биомасса которых в отдельные годы достигала очень больших величин (более 1 кг/м²). В маловодные годы плотные популяции моллюсков исчезали, и формировались сообщества бентоса, в которых преобладали олигохеты с биомассами не более 10–20 г/м². В нижней части эстуария многолетняя динамика бентоса определялась в основном поступлением вод из Балтийского моря. Гипоксийно-аноксийные явления, развивавшиеся в годы активной адвекции соленых и обедненных кислородом балтийских вод периодически приводили в глубоководных районах к качественному и количественному обеднению сообществ донных животных вплоть до полного их исчезновения.

На акватории эстуария выделено 8 основных типов донных биотопов. Наиболее распространен относительно однородный биотоп мягких грунтов зоны бассейновой аккумуляции. Наибольшее разнообразие биотопов в субаквальной части береговой

зоны с глубинами до 5–7 м. Здесь преобладают моренные гряды и результаты их размыва (30–35% поверхности дна), а также подвижные пески различного гранулометрического состава (более 50%). К ним приурочены и наиболее распространенные биотопы каменистых и смешанных грунтов и песков. Для них характерна вертикальная зональность, обусловленная гидрофизическими условиями — глубиной фотической зоны и комплексом факторов, действующих в зоне контакта суши и моря (сгонно-нагонные явления, прибой, ледовые воздействия).

Каждая группа биотопов населена специфичными сообществами живых организмов, существенно различающихся по составу и количественным показателям. Так, около 35–50% поверхности дна мелководий залива между изобатами 2–3 и 5 м представлено песками, каменистыми и смешанными грунтами занятыми моно-, реже бидоминантными сообществами перифитона, структура которых определяется развитием популяций чужеродных сессильных видов-доминантов (дрейссены и/или баянуса). В пределах каждого района перифитон характеризуется более высокими количественными показателями по сравнению с псаммоном и макрозообентосом алевро-пелитов и на отдельных участках акватории обеспечивает 50–80% общего запаса макрозообентоса.

Таким образом, в Финском заливе благодаря геолого-геоморфологическим особенностям строения бентали и натурализации ряда организмов-обрастателей (дрейссена, баянус и кордилофора) сформировался перифитон морского типа, составляющий основу пояса повышенной биомассы живых организмов, аналогичного таковому на шельфе Мирового океана. Поскольку в перифитоне доминируют фильтраторы-сестонофаги, этот пояс становится еще и естественным биофильтром на многих участках акватории.

Исследования проведенные на эстуарии р. Невы также показали, что неблагоприятное сочетание естественных и антропогенных факторов, к которым относится усиление степени эвтрофирования вод, возрастания частоты затоков бескислородных вод из центральной Балтики, замены аборигенных видов бентосных ракообразных, недоступными для рыб чужеродными видами малоцетинковых и многощетинковых червей и разрушения нерестилищ полупроходных рыб в прибрежной зоне акватории в результате дноуглубительных работ привели к многократному снижению емкости кормовой базы рыб. Это явилось одной из причин почти десятикратного снижения общего вылова рыб в российской части Финского залива в последние годы.

Через акваторию Невской губы и Финского залива проходят мощные потоки мигрирующих птиц в период весенних, и осенних миграций. Зоны мелководий на многих участках Финского залива и Невской губы служат важнейшими на северо-западе России стоянками водоплавающих и околоводных птиц. Многочисленные острова в восточной части Финского залива из-за своего пограничного режима и поэтому незначительной антропогенной нагрузки, являются своеобразными природными резерватами и играют исключительную роль как места гнездования многих видов птиц.

Крупномасштабные дноуглубительные и грунтонамывные работы связанные со строительством новых территорий, портов и нефтяных терминалов являются основным фактором, влияющим на популяции рыб и сообщества погруженных макрофитов в Невской губе. Большинство нерестилищ рыб в восточной мелководной части Невской губы и мест гнездования водоплавающих птиц было потеряно в течение последних десятилетий. Строительство дамбы защитных сооружений привело к экспансии полупогруженной растительности и процветанию популяций водоплавающих птиц в западной части Невской губы. Новые охраняемые территории должны быть созданы в этом районе.

В последние десятилетия существенно ухудшилось состояние популяции показательного в природоохранном отношении вида животных — балтийской кольчатой нерпы, некогда многочисленного на Балтике вида тюленей. В восточной части Финского залива кольчатая нерпа живет в течение всего года: зимой она обитает преимущественно на северо-западе Невского эстуария, а летом мигрирует в его юго-восточную часть. В 1970–1980-х гг. численность этого вида в российской зоне Финского залива составляла 4–5 тыс. особей, но с начала 1990-х гг. она стала катастрофически падать и сейчас не превышает 300 экземпляров. Только в 1991–1992 гг. на побережье островов было обнаружено более 150 мертвых нерп. Как и в других районах Балтийского моря, в Невском эстуарии основные причины уменьшения численности тюленей — это эвтрофирование вод и связанное с ним массовое развитие токсичных видов цианобактерий, попадание в рыболовные сети, разрушение привычных местообитаний и химическое загрязнение воды. Однако в отличие от других районов Балтики, где в последнее десятилетие наблюдается некоторый рост популяции балтийской кольчатой нерпы, в восточной части Финского залива ее численность остается очень низкой.

Одним из важных факторов, определяющих формирование биологического разнообразия эстуария р. Невы становятся биологические инвазии. В настоящее время чужеродные виды встречены на всей исследованной акватории, включая биотопы, неблагоприятные для существования местной фауны — глубоководные участки, на которых периодически развиваются условия гипоксии. В числе наиболее подверженных инвазиям зон — мелководный район, пресноводно-олигогалинные условия и разнообразные биотопы которого благоприятны для массового развития многих вселенцев.

Среди цианобактерий вселенцы составляют 11.4%, среди полупогруженных и погруженных водных растений — 5%, в сообществах зоопланктона, с учетом мезопланктонных организмов, 7% от общего количества видов. В сообществах донных животных эстуария реки Невы число видов вселенцев уже составляет 11.2% от общего числа видов, но их доля в биомассе сообществ намного больше и достигает 40–80%. В ряде таксономических групп макрозообентоса, например *Oligochaeta*, *Amphipoda*, *Mollusca*, их доля в общем числе видов достигает 7%, 46% и 6.8%, соответственно.

Вселение новых видов в экосистемы водоемов может приводить к серьезным изменениям функционирования их экосистем. Так, в донных сообществах восточной части Финского залива ныне обитает североамериканская полихета *Marenzelleria neglecta*. Она закапывается глубоко в грунт, что, с одной стороны, делает ее недоступной как корм для рыб, а с другой, — благодаря ее биотурбационным возможностям, способствует подъему в водную толщу депонированных на дне биогенных элементов. Развитие популяции полихеты в дальнейшем может усилить эвтрофирование Финского залива. Чужеродные для эстуария р. Невы байкальский вид *Gmelinoides fasciatus* и каспийский вид *Pontogammarus robustoides* стали доминирующими видами в сообществах донных животных в прибрежной зоне Невского эстуария и практически вытеснили аборигенный вид *Gammarus lacustris*.

Распределение видов вселенцев в эстуарии р. Невы зависит от многих факторов, таких как особенности биотопа, трофические условия, наличие видов-эдификаторов, и в первую очередь — от солености воды. Большинство вселенцев в Невском эстуарии уже образовали самоподдерживающиеся популяции, причем 30% чужеродных видов стали массовыми, а около 30% встречаются нерегулярно или единично. Одна из тенденций в динамике биологических инвазий — рост новых регистраций и числа натурализовавшихся чужеродных видов. В общей сложности за последние три года выявлено восемь новых видов: шесть — беспозвоночных и два — рыб.

В целом к началу 2006 г. в изучаемом регионе было установлено 30 видов-вселенцев. Специалистами Зоологического института была предсказана высокая вероятность появления в эстуарии как минимум еще трех новых видов-вселенцев: центральноамериканского двустворчатого моллюска из числа обрастателей — *Mitilopsis leucophaeata*, североамериканского бокоплава *Gammarus tigrinus* и понто-каспийского бычка *Neogobius melanostomus*, он же Черноротый бычок-кругляк. Из трех предсказанных видов в 2007 г. были найдены гаммарус и понто-каспийский бычок, *Mitilopsis leucophaeata* в сборах Зоологического института пока отсутствовал. Возможно, этот моллюск уже есть в Невском эстуарии, но по режимным причинам мы не могли отобрать пробы в наиболее вероятном районе его обитания — теплом сбросном пятне Ленинградской атомной электростанции. Таким образом, наш прогноз сбылся на 75%. Более того, расширив сетку станций и применив в качестве основного орудия лова донные ловушки, был пойман один экземпляр понто-каспийского Трубканосого бычка. Заметим, что из зарегистрированных восьми новых видов вселенцев появление шести было предсказано в публикациях сотрудников Зоологического института РАН.

Наиболее длинные списки возможных видов вселенцев составлены для мелководного района восточной части Финского залива и Невской губы. Дело не столько в том, что именно эти районы сильнее подвержены биологическим инвазиям, сколько в режиме проведения здесь гидробиологических исследований. В последние три года исследования, в том числе и рамках проектов Комитета по природопользованию, ведутся в этом районе не только на ежегодной, как во всех остальных, но и на сезонной основе.

В ближайшие годы в силу особенностей хозяйственной деятельности в Северо-западном регионе и климатических изменений глобального характера рост числа новых чужеродных видов может стать одним из важных направлений формирования видового разнообразия экосистем эстуария р. Невы. Скорее всего, этот рост будет происходить прежде всего за счет вселения свободноживущих эврибионтных представителей понто-каспийского и североамериканского эстуарных фаунистических комплексов, расселившихся в юго-восточной Балтике, внутренних водоемах Балтийского бассейна и на протяжении Северного европейского инвазионного коридора. Нельзя также исключить и занос паразитов, входящих в состав систем «паразит–хозяин» тех потенциальных вселенцев, которые способны расселяться на стадии взрослого организма.

Наибольшее число видов-вселенцев среди беспозвоночных. Для многих из них характерно наличие в жизненном цикле покоящихся и/или пелагических стадий, что является причиной успеха их транспортировки в балластных камерах судов — основного способа заноса чужеродных видов в Финский залив. Среди биологических особенностей вселенцев-беспозвоночных, регулярно встречающихся или массовых в районе исследований, можно отметить: наличие покоящихся стадий и партеногенеза в жизненном цикле; наличие расселительных личиночных стадий; широкой эвригалинности и нетребовательности к другим условиям среды; способность к использованию широкого спектра пищевых ресурсов. Все эти особенности способствуют успешному прохождению ими всех стадий процесса биологической инвазии.

Среди чужеродных беспозвоночных животных в эстуарии р. Невы более трети видов — массовые, способные в отдельных случаях составить от 30 до 99% общей биомассы в сообществах животных. Например, в прибрежных водах Калифорнии 66 видов-вселенцев составляют 24% от общего видового списка. Однако лишь 8 могут рассматриваться как массовые (Cohen et al., 2005).

Как следует из отчета ЮНЕСКО, опубликованного в марте 2005 г., среди водных объектов наиболее подвержены биологическим инвазиям прибрежные зоны морей, эстуарии и континентальные водоемы.

Многочисленные танкеры и другие суда, заходящие в восточную часть Финского залива, заносят сюда чужеродные виды организмов. Как показали исследования, восточная часть Финского залива стала своего рода накопителем и инкубатором чужеродных видов организмов. При этом наиболее активно биологическое разнообразие в экосистемах эстуария р. Невы изменяется за счет вселения донных организмов.

Усиление антропогенного воздействия на биоту эстуария р. Невы происходит на неблагоприятном климатическом фоне. Долговременные исследования Невского эстуария показали, что на биоразнообразии его экосистемы значительное влияние оказывает естественная динамика гидрологических факторов, связанная с флуктуациями климата. Так, продуктивность и биологическое разнообразие экосистемы восточной части Финского залива в значительной степени определяются пери-

одическими интрузиями глубинных соленых вод из западной глубоководной части Финского залива, вызванных затоками соленых вод из Северного моря в Балтийское в годы, когда сток рек был низким. Уменьшение частоты затоков соленых вод в Балтийское море с середины 1970-х до середины 1990-х гг. и практически полное их отсутствие в 1983–1993 гг. было связано с климатической фазой зональной циркуляции атмосферы, проявляющейся в увеличении циклонической активности и усилении стока рек. В последние 10 лет зафиксировано снижение интенсивности зональной циркуляции. Как следствие этого, мощные затоки соленых вод в Балтику наблюдались в относительно засушливые годы — 1996 и 2003. При сильных затоках соленые воды Северного моря опускаются во впадины Балтийского моря и «выдавливают» из них в Финский залив глубинные соленые воды с низким содержанием кислорода и высоким содержанием биогенных элементов.

Затоки соленых обедненных кислородом вод из Центральной Балтики создают анаэробные условия у дна и резко увеличивают «внутреннюю» биогенную нагрузку — выделение фосфора из донных отложений. Это стимулирует первичную продукцию и вызывает «цветение» в результате развития цианобактерий, приводит к исчезновению организмов макрозообентоса и возникновению безжизненных участков дна, что было отмечено, например, летом 2003 г. В последующие годы произошло частичное восстановление донных сообществ. Однако полученные в 2006 г. результаты свидетельствуют о повторном ухудшении ситуации в восточной части Финского залива, что, как и в 2003 г., вновь привело к гибели донных животных в глубоководных впадинах и образованию обширных пространств, лишенных макрозообентоса.

Строительство новых портов вызывает ухудшение качества воды. Например, было показано, что после строительства нефтеналивных терминалов в Выборгском заливе заметно ухудшилось качество воды. За последние восемь лет концентрация хлорофилла *a* в заливе в летний период возросла в 3.5 раза, что сопровождалось массовым развитием токсичных видов цианобактерий. В летний сезон это явление наблюдалось не только в Выборгском заливе, но и в прилегающих к нему районах восточной части Финского залива. В последние годы, в отличие от 1980-х, в летнее время цианобактерии доминировали в фитопланктоне практически по всей акватории восточной части Финского залива. По интегральному показателю качество вод эстуария р. Невы в 1994–2004 гг. было оценено как «умеренно загрязненные» воды. Такая оценка относилась только к водам транзитных зон Невской губы и внутреннего эстуария Финского с наибольшими скоростями проточности. Воды большей части Невской губы и восточной части акватории эстуария оценивались как «загрязненные».

В бурно развивающемся Северо-западном регионе России многократно усилено антропогенное воздействие на экологические системы эстуария р. Невы. Ухудшение качества воды, эвтрофикация и проникновение в регион чужеродных видов организмов стали основными экологическими проблемами Невского эсту-

ария, которые потенциально могут оказать отрицательное влияние на растительный и животный мир России в целом.

Изучение отдельных аспектов экологического состояния Невской губы и восточной части Финского залива ведут различные организации, однако они не объединены ни общей задачей, ни общей целью. Каждая решает свои часто узконаправленные задачи, для которых удалось получить финансирование, воздействие на экосистему в целом не оценивается. Так как эти организации принадлежат к различным ведомствам, обмен результатами и вообще полезной информацией крайне затруднен, а часто вообще невозможен, поскольку за данные, даже если они получены за бюджетные средства, надо платить, а у разных институтов, особенно академических на это обычно нет денег.

В последнее десятилетие финансирование экологических исследований в эстуарии р. Невы, проводимых Зоологическим институтом РАН осуществлялось в рамках узконаправленных проектов по программам: Президиума РАН «Биоразнообразие России», «Мировой океан», по программе Отделения Общей биологии РАН «Биоресурсы», небольшой по финансированию программы Санкт-Петербургского научного центра РАН, а также договора с правительством Санкт-Петербурга по разработке системы мониторинга видов вселенцев на территории города. Этого явно недостаточно для получения целостной картины экологических изменений, происходящих и особенно прогнозируемых в столь быстроразвивающемся регионе России. Многие аспекты, причины и механизмы этих изменений остаются неисследованными.

В Институте озерадения РАН выполнены лучшие на данный момент исследования Ладожского озера, в Зоологическом институте получены богатые данные об экологическом состоянии воды в эстуарии р. Невы, но общей программы, объединяющей в целостную систему все эти данные, нет. Между тем, программа, включающая исследования, которые проводятся в Зоологическом институте РАН, Институте озерадения РАН, в Санкт-Петербургском отделении Института океанологии РАН и даже Институте Арктики и Антарктики настоятельно необходима. Необходимо разработать специальную региональную целевую программу мониторинга и прогнозирования происходящих экологических изменений в прибрежных и открытых водах Невского эстуария, направленную на мониторинг экологических процессов и оценку возможных изменений в экосистемах эстуария реки Невы. Эта программа должна объединить академические и другие организации для решения общих региональных проблем, разработки долгосрочных проектов и прогнозов развития региона. Одновременно она должна предоставить возможность взаимодействия институтов РАН с другими организациями. Программу необходимо обеспечить финансовыми и материальными средствами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аверкиев А.С., Некрасов А.В., Исаев А.В. 2004. Термогалинная структура вод Балтийского моря // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна. Апатиты: Изд-во Кольского науч. центра РАН. Вып. 1. С. 153–160.
- Аверкиев А.С., Еремина Т.Р., Исаев А.В. 2004а. Влияние затока североморских вод на экосистему Финского залива // VII Межд. конф. «Акватерра-2004». Сб. мат-лов. Санкт-Петербург. 15–17 июня 2004 г. СПб.: Изд-во РГГМУ С. 141–145.
- Авинский В.А., Телеш И.В. 1999. *Sergoapagis pengoi* — новый вид в экосистеме восточной части Финского залива — Финский залив в условиях антропогенного воздействия. Гидробиологическая характеристика. СПб. С. 181–189.
- Алексеева Н.А. 1986. Зообентос // Обзор состояния загрязнения восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям в 1985 году. ГК СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды. Северо-западное территориальное управление по гидрометеорологии и контролю природной среды. Л. С. 243–255.
- Алексеев Г.А., Кудерский Л.А. 2001. Морская минога (*Petromyzon marinus*) в восточной части Финского залива // Вопросы ихтиологии. Т. 41. № 1. С. 135–137.
- Алимов А.Ф. 1968. Донная фауна реки Невы // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л. С. 211–232.
- Алимов А.Ф. 1981. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Л.: Наука. 246 с.
- Алимов А.Ф. 1992. Разнообразие в сообществах животных // Биологическое разнообразие: Подходы к изучению и сохранению: Мат-лы конф. БИН РАН и ЗИН РАН. СПб.: ЗИН РАН. С. 153–162.
- Алимов А.Ф. 1996. О биологической оценке состояния экосистем и качества вод // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб.: Науч. центр РАН. С. 4–13.
- Алимов А.Ф., Голубков С.М. 1987. Функциональное значение зообентоса в экосистеме Невской губы // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 170–174.
- Алимов А.Ф., Никулина В.Н., Панов В.Е., Телеш И.В., Финогенова Н.П. 1993. Гидробиологическая характеристика Невской губы Финского залива // Гидробиол. журн. Т. 29. № 3. С. 3–14.
- Алимов А.Ф., Голубков С.М., Панов В.Е. 1996. Закономерности функционирования и стратегия управления экосистемами эстуария реки Невы // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб.: Науч. центр РАН. С. 187–203.
- Алимов А.Ф., Панов В.Е., Крылов П.И., Телеш И.В., Быченков Д.Е., Зимин В.Л., Максимов А.А., Филатова Л.А. 1998. Проблема антропогенного вселения чужеродных организмов в водоемы бассейна Финского залива // Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1997 году. Справочно-аналитический обзор. СПб., 1998. С. 243–248.
- Алимов А.Ф., Иванова М.Б. (ред.) 2004. Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир. 296 с.
- Алимов А.Ф. Богуцкая Н.Г., Орлова М.И., Паевский В.А., Резник С.Я., Кравченко О.Е., Гельтман Д.В. 2004. Антропогенное распространение видов животных и растений за пределы исторического ареала: процесс и результат // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: КМК. С. 16–44.

- Алимов А.Ф., Флоринская Т.Ф. (ред.). 2005. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при ведении мониторинга биологического загрязнения на Финском заливе. СПб. 67 с.
- Алимов А.Ф., Балушкина Е.В., Голубков С.М. 2005. Разработка унифицированного методологического подхода для оценки качества воды и состояния экосистем по биологическим показателям. // Мат-лы конф. Aquategra-2005. СПб. С. 264–273.
- Алимов А.Ф., Орлова М.И., Анцулевич А.Е., Флоринская Т.Ф., Березина Н.А., Телеш И.В., Максимов А.А., Литвинчук Л.Ф. 2005. Биологическое загрязнение водных экосистем бассейна Финского залива // Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2004 году. СПб.: Сезам. С. 185–194.
- Алимов А.Ф., Орлова М.И., Флоринская Т.М., Анцулевич А.Е., Березина Н.А., Максимов А.А., Литвинчук Л.Ф. и др., 2005. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат. 318 с.
- Алфераки С.Н. 1900. Утки России. СПб. 224 с.
- Алфераки С.Н. 1906. К орнитологической фауне Санкт-Петербургской губернии // Псовая и оружейная охота. № 25. С. 7–12.
- Алфераки С.Н. 1907. Орнитологические заметки по Санкт-Петербургской губернии в 1906 г. // Ежегод. зоол. музея Академии наук. Т.11. С. 1–3.
- Анацкий С.Ю., Кудерский Л.А., Неелов А.В., Чмилевский Д.А. 1999. Крутлоротые и рыбы Ленинградской области. Сер. 6. Охрана природы и биоразнообразия. С. 397–425.
- Андрусов Н.И. 1897. Ископаемые и живущие Dreissenidae Евразии // Тр. СПб. общ-ва естествоисп. Отд. геол. и минерал. Т. 25. С. 1–683.
- Антонов А.Е. 1987. Крупномасштабная изменчивость гидрометеорологического режима Балтийского моря и ее влияние на промысел. Л.: Гидрометеиздат. 248 с.
- Антонов А.Е. 1994. Настоящее и будущее Балтики. СПб.: Гидрометеиздат. 95 с.
- Анцулевич А.Е., Лебардин М.В. 1990. «Странствующая ракушка» *Dreissena polymorpha* (Pall.) под Ленинградом // Вест. Ленингр. унив. Сер. 3. Биол. Вып. 4, № 24. с. 109–110.
- Анцулевич А.Е., Чивилев С.М. 1992. Современное состояние донной фауны Лужской губы Финского залива // Вестник СПбГУ. Сер. 3. Биол. Вып. 3, № 17. С. 3–7.
- Артемьев В.Е. 1993. Геохимия органического вещества в системе река-море. М.: Наука. 204 с.
- Атлас пресноводных рыб России: В 2-х т. 2002. М.: Наука. Т. 1. 379 с. Т. 2. 253 с.
- Балашова Н.Б., Белякова Р.Н., Лукницкая А.Ф., Ковальчук Н.А., Басова С.Л., Жакова Л.В. 1999. Альгофлора Санкт-Петербурга и Ленинградской области / Н.Б. Балашова, А.А. Заварзин (ред.) // Биоразнообразии Ленинградской области. Тр. С.-Петерб. об-ва естествоиспыт. Сер. 6. Т. 2. С. 13–78.
- Балушкина Е.В. 1995. Новый метод оценки качества вод по показателям зообентоса // Современные проблемы гидроэкологии. СПб. ЗИН РАН. С. 8–23.
- Балушкина Е.В. 1997. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий» СПб. С. 266–292.
- Балушкина Е.В. 2000. Влияние гидрофизических и гидрохимических факторов на структуру донных сообществ // Проблемы гидроэкологии на рубеже веков. С. 20.
- Балушкина Е.В. 2002. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р. Ижоры. Оценка качества вод р. Ижоры по структурным характеристикам донных животных // Биология внутренних вод. № 4. С. 61–67.
- Балушкина Е.В. 2003. Структура сообществ донных животных и оценка экологического состояния р.Ижоры. Влияние гидрофизических и гидрохимических параметров воды на структурные характеристики сообществ донных животных // Биология внутренних вод. № 1. С. 74–80.

- Балушкина Е.В. 2007. Значение структурных и функциональных характеристик биотической компоненты в оценке состояния экосистем (на примере водоемов и водотоков северо-запада России) // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Мат-лы докл. Междунар. конф. СПб. Ин-т Озероведения РАН. С. 262–267.
- Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. 1979. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных. Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: ЗИН АН СССР. С. 58–79.
- Балушкина Е.В., Иванова М.Б. 1996. Заключение об экологическом состоянии водоемов и водотоков бассейна р. Невы и рекомендации по его улучшению // Экологическое состояние бассейна р. Невы». СПб. НЦ РАН. С. 204–224.
- Балушкина Е.В., Финогенова Н.П., Слепухина Т.Д. 1996. Изменение характеристик зообентоса в системе Ладога – р. Нева – Невская губа – Восточная часть Финского залива // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб. Науч. центр РАН. С. 91–130.
- Балушкина Е.В., Финогенова Н.П. 1999. Структурные характеристики зообентоса как основа оценки состояния экосистем Невской губы и восточной части Финского залива // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. СПб. Тр. ЗИН РАН. Т. 279. С. 269–292.
- Балушкина Е.В., Голубков С.М., Умнова Л.П., Ципленкина И.Г. 2004. Структурные и функциональные характеристики сообществ донных животных как показатель качества вод и состояния водных экосистем (на примере рек Славянка и Мга) // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир. С. 227–235.
- Барбашова М.А. 2006. Использование структурных характеристик макрозообентоса для оценки качества вод юго-западного района Ладожского озера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Ин-т озероведения РАН. ГО при РАН. Российский гос. университет им. Герцена. СПб. С. 267–271.
- Басова С.Л. (ред.). 1982. Обзор состояния загрязнения восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям в 1981 году. Л.: ФОЛ СЗУГКС. 158 с.
- Басова С.Л. (ред.). 1986. Обзор состояния загрязнения восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям в 1985 году. Л.: ФОЛ СЗУГКС. 261 с.
- Басова С.Л. (ред.) 1988. Ежегодник качества морских вод восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям в 1987 году. Л.: ФОЛ СЗ Гидромет. 136 с.
- Басова С.Л., Кобелева Н.И., Леонова М.В., Фрумин Г.Т. 2002. Северо-западное межрегиональное территориальное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Характеристика состояния Невской губы по гидрохимическим показателям в 2001 // Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2001 году. Администрация Санкт-Петербурга. Комитет по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности. СПб. С. 175–182.
- Басова С.Л., Рыбалко А.Е., Федорова Н.К. 2006. Результаты государственного мониторинга восточной части Финского залива, выполняемого подразделениями Росгидромета и Минприроды Российской Федерации // День Балтийского моря. VII-й Междунар. эколог. форум. Сб. тез. СПб. С. 83–86.
- Белавская А.П. 1987. Характеристика растительности прибрежий // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. Т. 151. С. 66–69.
- Белавская А.П. 1979. К методике изучения водной растительности // Ботан. журн. Т. 64. № 1. С. 42–44.
- Белякова Р.Н., Фуштей Т.В. 2004. Суапрокагыота планктона Азовского моря // Новости сист. низш. раст. СПб.: Наука. Т. 37. С. 21–35.

- Белякова Р.Н. 2006а. Инвазионные Cyanoprokaryota системы Ладожское озеро – р. Нева – восточная часть Финского залива Балтийского моря // Альгологические исследования: современное состояние и перспективы на будущее. Мат-лы I Всероссийской науч.-практич. конф. Уфа: Изд-во БГПУ. С. 14–16.
- Белякова Р.Н. 2006б. Cyanophyta/Cyanoprokaryota/Cyanobacteria // Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 26–132.
- Белякова Р.Н., Яковлева О.Ю. 2007. Инвазионные Cyanoprokaryota водоемов особо охраняемых природных территорий Северо-Запада России // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Мат-лы III Междунар. науч. конф. Минск. С. 122–123.
- Бенинг А.Л., 1928. Каспийские реликты среднего течения Урала // Русский гидробиологический журн. Т. 7 № 10–12. С. 263.
- Бенинг А.Л. 1936. Каспийские перакариды в бассейне Маньчуга // Доклады Академии наук СССР. Т. 4. № 2. С. 83–85.
- Берг Л.С. 1940. Рыбы Финского залива // Известия ВНИОРХ. Т. 23. С. 3–46.
- Березина Н.А. 2004. Популяции амфипод в прибрежных зонах эстуария р. Невы и крупных озер бассейна Балтийского моря // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М. Научный мир. С. 179–189.
- Березина Н.А. 2004. Причины, особенности и последствия распространения чужеродных видов амфипод в водных экосистемах Европы. // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК. С. 254–268.
- Березина Н.А., Хлебович В.В., Панов ВЕ., Запорожец Н.В. 2001. Соленостная резистентность интродуцированной в бассейн Финского залива (Балтийское море) амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.). Доклады РАН. Т. 379. №3. С. 414–416.
- Бианки В.Л. 1907. Данные о прилете птиц весной 1907 г. в окрестностях д. Лебяжье Петергофского уезда С.-Петербургской губернии // Ежегодник Зоологического музея Академии наук. Т. 12. № 1. 25 с.
- Бианки В.Л. 1912. Второе дополнение к «Списку птиц С.-Петербургской губернии» 1907 года и новые данные о редких видах // Ежегодн. Зоол. музея Импер. Акад. Наук. Т. 17. С. 40–48.
- Бианки В.Л. 1913. Список птиц, наблюдавшихся в теплый период 1897–1913 гг. в береговой полосе Петергофского уезда, между деревнями Лебяжья и Черная Лахта // Ежегодн. Зоол. музея Импер. Акад. наук Т. 18. С. 545–561.
- Бианки В.Л. 1923. Четвертое и последнее дополнение к «Списку птиц С.-Петербургской губернии» 1907 года и новые данные о более редких видах // Ежегодн. Зоол. музея Акад. Наук. Т. 24. С. 124–139.
- Бирштейн Я.А., Романова Н.Н. 1968. Отряд бокоплавов Amphipoda // Атлас беспозвоночных Каспийского моря. М.: Пищевая промышленность. С. 24–289.
- Бихнер Е.А. 1884. Птицы Санкт-Петербургской губернии: Материалы, литература и критика // Тр. СПб. общ-ва естествоиспыт. Т.14. № 2. 624 с.
- Боголюбов Н.Ф. 1895. О перелетных птицах острова Котлин. СПб. 25 с.
- Боголюбов Н.Ф. 1906. Остров Котлин в зоологическом отношении // Природа и охота. № 10–12.
- Богущая Н.Г., Насека А.М. 2002. Пресноводные рыбы России. *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. URL:www.zin.ru/animalia/pisces.
- Богущая Н.Г., Болдырев В.С., Насека А.М. 2004. Бычки Neogobiinae (Teleostei: Gobiidae) в экосистемах Евразии и североамериканских Великих озер // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 297–320.
- Большаков К.В. 1976. Исследование весенней ночной миграции птиц в восточной части Финского залива: Автореф. ... канд. биол. наук. Л. 22 с.

- Бубличенко Ю.Н. 2000. К орнитофауне южного побережья Финского залива // Рус. орнитол. журн. Экспресс-вып. 107. С. 6–20.
- Бубличенко Ю.Н., Бубличенко А. Г 1998. Фауна наземных позвоночных Кургальского полуострова и островов Курголовой Реймы (предварительные данные) // Тр. СПб. об-ва естествоиспыт. Сер. 1. Т. 92. СПб. С. 85–106.
- Бубличенко Ю.Н., Козлов И.Л. 1998. Наблюдения за миграциями водоплавающих и околоводных птиц на Курильском полуострове в апреле – мае 1997 г. // Мат-лы по программе «Изучение состояния популяций мигрирующих птиц и тенденций их изменений в России». М. Т. 2. С. 70–75.
- Бубличенко Ю.Н., Бубличенко А. Г 2001. Фауна наземных позвоночных животных // Комплексное картографирование природной среды побережья Финского залива (район Лужской губы). СПб. С. 23–36.
- Бубличенко Ю.Н., Бубличенко А.Г. 2003. Фауна наземных позвоночных животных // Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск») — СПб. С. 69–79.
- Бубырева В.А., Бузун В.А., Волкович И.М., Коузов С.А., Шеповалова, О.В., Щукин А.К. 1993. Отчет о работе Кургальской экспедиции Санкт-Петербургского общества естествоиспытателей в полевой сезон 1992 г. // вестник Санкт-Петербургского университета. Сер. 3. Вып. 2. № 10. С. 111–117.
- Бузун В.А. 1998. Миграции птиц на архипелаге Кургальский Риф (юго-восточная часть Финского залива) // Мат-лы по программе «Изучение состояния популяций мигрирующих птиц и тенденций их изменений в России». М. Т. 2. С. 108–121.
- Бузун В.А. 2001. Весенняя миграция птиц над Выборгским заливом (Финский залив Балтийского моря) по данным 1998 года и схематический анализ миграционных путей // Рус. орнитол. журн. Экспресс-вып. 129. С. 31–59.
- Бузун, В.А., Храбрый В.М. 1990. О гнездовании лебедя-шипуна в Ленинградской области // Экология и охрана лебедей в СССР. Мелитополь. С. 83–84.
- Бузун В.А., Мераускас П. 1993. Орнитологические находки в восточной части Финского залива // Рус. орнитол. журн. Т. 2. Вып. 2. С. 253–259.
- Бузун В.А., Дмитриева Л.Н., Леоке Д.Ю. 1998. Волна экспансии усатой синицы *Parus biaticus* на восток достигла русской части Финского залива // Рус. орнитол. журн. Экспресс-вып. 37. С. 6–9.
- Булгаков Н.Г., Левич А.П., Максимов В.Н. 1997. Прогноз состояния экосистем и нормирование факторов среды в водных объектах Нижнего Дона // Известия АН. Сер. биол. № 3. С. 374–380.
- Бульон В.В. 1994. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука. 222 с.
- Величко А.М. 1984. Опыт получения икры сибирского чукучана на Северо-Западе СССР. Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 247. С. 14–17.
- Веревкин М.В., Сагитов Р.А. 2003. Кольчатая нерпа в Финском заливе // Мат-лы междунар. совещ. по млекопитающим. М.: ИПЭЭ РАН. С. 61.
- Веревкин М.В., Сагитов Р.А. 2003. Серый тюлень в Финском заливе // Мат-лы междунар. совещ. по млекопитающим. М.: ИПЭЭ РАН. С. 61.
- Волков К.В. 1987. Выделение ихтиоценозов Выборгского залива по данным экспериментальных траловых съемок // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 266. С. 51–60.
- Волошко Л.Н., Морозова А.А., Сафронова Т.В., Площ А.А., Дзись-Войнаровская Л.Н. 2006. Разнообразие токсинов, синтезируемых синезелеными водорослями (цианобактериями) в водоемах Ленинградской области // Альгологические исследования: современное состояние и перспективы на будущее. Мат-лы I Всероссийской науч.-практич. конф. Уфа: Изд-во

- БГПУ. С. 24–26.
- Вислоух С.М. 1913. Краткий отчет о биологическом исследовании Невской губы в 1911–1912 гг. // Мат-лы по исследованию Невской губы. СПб. С. 215–312
- Вислоух С.М. 1921. К познанию микроорганизмов Невской губы // Изв. Рос. Гидролог. ин-та. Вып. 1–3. С. 83–86.
- Винберг Г.Г. 1972. Обозначения, единицы измерения и эквиваленты, встречаемые при изучении продуктивности пресных вод. Л. С. 35.
- Винберг Г.Г., Гутельмахер Б.Л. 1987. Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. 216 с.
- Винберг Г.Г., Гутельмахер Б.Л. 1987. Современное состояние экосистемы Невской губы // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л. Наука. С. 198–205.
- Водные объекты Санкт-Петербурга. 2002. СПб. Администрация Санкт-Петербурга. Комитет по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности. 348 с.
- Гагинская Е.Р. 1967 О миграциях птиц на южном побережье Финского залива (по наблюдениям 1960–1962 гг. в районе Старого Петергофа) // Итоги орнитологических исследований в Прибалтике. Таллин. С. 191–198.
- Гагинская Е.Р. 1969. Пролет воробьиных птиц на южном побережье Финского залива. // Вопросы экологии и биоценологии. № 9. Л. С. 37–48.
- Гагинская А.Р. 1995. Большой баклан *Phalacrocorax carbo* — гнездящийся вид Ленинградской области // Рус. орнитол. журн. Т. 4. Вып. 3/4. С. 93–96.
- Гагинская А.Р., Носков Г.А., Резвый С.П. 2005. О находке гнезда белошейной казарки на Финском заливе // Казарка 3. С. 111.
- Галкина Н.П., Широков Л.В. 1978. О распределении и численности личинок рыб в восточной части Финского залива // Известия ГосНИОРХ. Вып. 129. С. 43–52.
- Гальцова В.В., Кулангиева Е.В., Дмитриев В.В. 2003. Зоопланктон // Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск»). СПб. С. 97–98.
- Гасюнас И.И. 1972. Обогащение кормовой базы рыб водоемов Литвы акклиматизированными ракообразными Каспийского комплекса // Вопросы разведения рыб и ракообразных в водоемах Литвы. Вильнюс. С. 57–68.
- Геология субаквальной части зоны сочленения Балтийского щита и Русской плиты в пределах Финского залива // Сб. науч. тр. 1989. Л.: Изд-во ВСЕГЕИ. 128 с.
- Геология Финского залива. 1992. Таллинн: Изд-во АН Эстонии. 422 с.
- Геозоологический атлас восточной части Финского залива. СПб. 2002. 50 с.
- Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 3. Балтийское море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия. 1992. СПб.: Гидрометеониздат. 450 с.
- Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 3. Балтийское море. Вып. 2. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности. 1994. СПб.: Гидрометеониздат 435 с.
- Гоби Х.Я. 1873. Краткое сообщение о результатах поездки на Эстляндский берег Финского залива // Протокол секц. заседаний 4-го съезда русских естеств. в Казани. Т. 4. Вып. 1. С. 18–73.
- Гоби Х.Я., Григорьев А.В. 1873. Предварительный отчет Х.Я. Гоби и А.В. Григорьева о совершенной ими сообще, летом 1872 г. поездке на северный берег Финского залива для альгологических исследований // Тр. СПб. общ-ва естеств. Т. 4. С. 122–138.
- Гоби Х. Я. 1874. Темноцветные водоросли (Phaeosporaceae и Fucaceae) Финского залива // Тр. СПб. об-ва естеств. Т. 5. С. 70–90.
- Гоби Х. Я. 1877. Багрянки или красные водоросли (Florideae) Финского залива // Тр. СПб. об-ва естеств. Т. 8. С. 1–32.
- Голлербах М.М., Красавина Л.К. 1983. Харовые водоросли // Определитель пресноводных во-

- дорослей СССР. Вып. 14. Л.: Наука. 190 с.
- Головатюк Л.В., Зинченко Т.Д. 2006. Информативные методы оценки качества воды и состояния экосистем в мониторинге равнинных рек Нижнего Поволжья // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Ин-т озероведения РАН. ГО при РАН, Российский гос. университет им. Герцена. СПб. С. 39–40.
- Голубков С.М. 2004. Пространственная зональность, структурно-функциональная организация экологических систем водоемов разного типа и влияние на нее факторов внешней среды // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир. С. 249–259.
- Голубков С.М., Умнова Л.П., Анохина Л.Е., Панов В.Е. 1987. Процессы продукции и деструкции в зарослях // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. Т. 151. С. 70–75.
- Голубков С.М., Никулина В.Н., Губелит Ю.И. 2003. Эвтрофирование и вторичное загрязнение прибрежной зоны Финского залива // Сб. мат-лов 6-й Междунар. конф. и выставки Aquaterra-2003. СПб. С. 72–75.
- Голубков С.М., Максимов А.А., Шилин М.Б. 2004. Исследование характеристик эвтрофирования восточной части Финского залива // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна. Апатиты. Издательство Кольского научного центра РАН. Вып. 1. С. 250–265.
- Голубков С.М., Никулина В.Н., Голубков М.С., Губелит Ю.И., Умнова Л.П. 2005. Динамика процесса эвтрофирования эстуария р. Невы в последние десятилетия // Мат-лы конф. Aquaterra-2005. СПб. С. 298–303.
- Гордеев В.В., Лисицын А.П. 1978. Средний химический состав взвеси рек мира и питание океанов речным осадочным материалом // Докл. АН СССР. Т. 238. № 1. С. 255–258.
- Горовиц Л.М. 1913. Бактериологические исследования Невской губы // Мат-лы по исследованию воды Невской губы в санитарном отношении. СПб. С. 83–194.
- Горюнова С.В., Демина Н.С. 1974. Водоросли — продуценты токсических веществ. М.: Наука. 256 с.
- Гриб А.В. 1949. Молодь рыб Невской губы // Ученые записки Ленинградского гос. ун-та. № 126. Сер. биол. наук. Вып. 21. С. 178–198.
- Грушко Я.М. 1972. Ядовитые металлы и их неорганические соединения в промышленных сточных водах. М.: Медицина. 176 с.
- Гусев Ю.Д. 1964. Натурализация американских растений в бассейне Финского залива // Ботан. журн. Т. 49. № 9. С. 1262–1271.
- Гусев А.Г., Мосевич В.М., Подоба З.П., Лесников Л.А. 1968. Санитарное состояние реки Невы и Невской губы в 1956–1958 гг. // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л. С. 27–79.
- Гутельмахер Б.Л., Павельева Е.Б., Нестеренко В.В. 1987. Первичная продукция планктона // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 29–39.
- Дедю И. И. 1967. Амфиподы и мизиды бассейнов рек Днестра и Прута. М.: Наука. 171 с.
- Дедю И.И. 1980. Амфиподы пресных и солоноватых вод Юго-Запада СССР. Кишинев: Штиинца. 224 с.
- Демина Л.Л., В.Е. Артемьев. 1984. Формы миграции микроэлементов и органического вещества в эстуарии р. Даугавы // Геологическая история и геохимия Балтийского моря. М.: Наука. С. 32–42.
- Деньгина Р.С., Соколова М.Ф. 1968. О видовом составе зоопланктона Ладожского озера // Биологические ресурсы Ладожского озера. Л.: Наука. С. 117–129.
- Державин А. Н. 1912. Каспийские элементы в фауне бассейна р. Волги // Тр. ихтиологической лаборатории. Т. 2. № 5. Астрахань. Упр. Касп.-Волжских рыб. и тюлен. промыслов. С. 19–44.

- Дерюгин К.М. 1922. Гидробиологические работы в Невской губе // Тр. Петрозаводского об-ва естествоиспыт. Т. 52. № 1. С. 155–162.
- Дерюгин К.М. 1923. Гидрологические и гидробиологические исследования Невской губы. 1. Гидрология и бентос. // Исследования р. Невы и ее бассейна. Петрозаводск. С. 31–38.
- Дерюгин К.М. 1925. Гидрология и бентос восточной части Финского залива // Тр. ГГИ. № 103. Вып. 2. Ч. 4. Л. 48 с.
- Дерюгин К.М. 1947. Гидрологический очерк Невской губы // Тр. Гос. океанографического ин-та. Вып. 1. № 13. М.; Л. С. 63–81.
- Джэндереджан К.Г., Унанян А.С. 1987. Связь между массой тела и некоторыми линейными параметрами тубицид на примере *Potamothrix hammoniensis* (Michaelson). Водные малощетинковые черви // Мат-лы VI Всесоюз. симп. Рига. С. 64–66.
- Дмитриев М.А. 1971. Осторожно, ротан // Рыбоводство и рыболовство. № 1. С. 26–27.
- Дмитриев В.В. 1994. Экологическое нормирование состояния и антропогенных воздействий на природные экосистемы // Вест. СПб. ун-та. Сер. 7. Вып. 2. № 14. С. 70–71.
- Драбкова В.Г., Капустина Л.Л., Каурова З.Г., Таматорина Н.Л. 1999. Бактериопланктон и его гетеротрофная активность // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. С. 138–161.
- Дрейссена, *Dreissena polymorpha* (Pall.) (*Bivalvia Dreissenidae*). Систематика, экология и практическое значение. 1994. М.: Наука. 206 с.
- Ежегодник качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям / Ред. С.Л. Басова. СЗТУГМ. Л. 1987, 1988, 1990 гг.
- Емельянов Е.М. 1998. Барьерные зоны в морях и океанах. Калининград. Янтарный сказ. 411 с.
- Еремина Т.Р. 2007. Оценка влияния процессов в глубинных слоях Балтийского моря на развитие эвтрофикации. Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна. Апатиты: Изд-во Кольского науч. центра РАН. Вып. 2. С. 574–580
- Еремина Т.Р., Фрумин Г.Т. 2004. Гидролого-гидрохимические исследования в 2003 году. Гидрохимические условия в Балтийском море. Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов российских морей Северо-Европейского бассейна. Апатиты: Изд-во Кольского науч. центра РАН. Вып. 1. С. 160–173.
- Еремина Т.Р., Карлин Л.Н. 2006. Гидрохимические условия в глубинных слоях Балтийского моря в 2002–2005 годах и их влияние на эвтрофикацию // День Балтийского моря. VII-й Междунар. эколог. форум. 21–23 марта, Санкт-Петербург. С. 191–193.
- Еремина Т.Р., Карлин Л.Н., Исаев А.В. 2007. Динамика содержания биогенных элементов в восточной части Финского залива по данным натурных наблюдений // Сб. тез. VIII-й Междунар. эколог. форум «День Балтийского моря». Санкт-Петербург, 21–23 марта. С. 367.
- Жакова Л.В. 2004. Структурные особенности зарослей тростника обыкновенного *Phragmites australis* (Cav) Trin. Ex Steud. в Невской губе Финского залива и Ладожском озере // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир. С. 175–179.
- Жакова Л.В. 2004. Канадская элодея — характерный пример инвазии высшего водного растения на территории России // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 98–100.
- Журавель, П.А. 1967. Об образовании новых очагов лиманно-каспийского комплекса в водоемах различных климатических зон СССР // Зоол. журн. Т. 46. Вып. 8. С. 1152–1162.
- Зайцев В.М. 2006. Особенности контроля за безопасной эксплуатацией морского транспорта и портовых комплексов на российской части акватории Балтийского моря в 2005 г. // Сб. тез. VII Междунар. эколог. форума «День Балтийского моря», 21–23 марта 2006 г. Санкт-Петербург. СПб.: Диалог. С. 12–199.

- Залесский И.А., Вульф Г.Ф. 1913. Результаты физико-химических исследований Невской губы // Мат-лы по исследованию воды Невской губы в санитарном отношении. СПб. С. 8–14.
- Зауер Л.М. 1960. Опыт эколого-ценологического анализа диатомово-cladoфоровых сообществ (*Cladophoreta Bacillariophytosa*) как показателей условий местообитания // Вестник ЛГУ. Сер. биол. Вып. 4. № 21. Л. С.12–21.
- Захарченко М.П., Кошелев Н.Ф., Ромашов П.Г. 1996. Гигиеническая диагностика водной среды. СПб. 247 с.
- Зенкевич Л.А. 1947. Фауна и биологическая продуктивность моря. Т. 2. Моря СССР. Л.: Советская наука. 588 с.
- Зенкевич Л.А. 1956. Моря СССР, их фауна и флора. М. 424 с.
- Зенкевич Л.А. 1963. Биология морей СССР. М.: Изд-во АН СССР. 739 с.
- Знаменский В.А. 2000. Экологическая безопасность водной системы Санкт-Петербурга // НИИ химии СПб. гос. ун-та. СПб. 120 с.
- Иванов А.И. 1982. Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья. Киев: Наукова думка. 212 с.
- Иллюстрированный определитель растений Ленинградской области / Под ред. А.Л. Буданцева, Г.П. Яковлева. М. Товарищество научных изданий КМК. 2006. 799 с.
- Интегрированное управление водными ресурсами Санкт-Петербурга и Ленинградской области. 2001. СПб. 419 с.
- Иовченко Н.П., Носков Г.А. 1998. Южное побережье Финского залива в пределах заказника «Лебяжий» // Водно-болотные угодья России. Т. 1. № 47. М. С. 46–50.
- Иовченко Н.П. 2003. Фауна наземных позвоночных проектируемого комплексного заказника «Плавни Лисьего Носа» и проблемы сохранения ее разнообразия // Проблемы и перспективы развития особо охраняемых природных территорий Санкт-Петербурга. СПб.: Изд-во СПХФА. С. 56–62.
- Иовченко Н.П., Гагинская А.П., Носков Г.А., Резвый С.П. 2004. Результаты орнитологического обследования островов Финского залива в 1994–1995 годах // Птицы и млекопитающие Северо-Запада России (эколого-фаунистические исследования). СПб.: Изд-во СПб. ун-та. С. 100–120. (Тр. Биол. НИИ СПбГУ. Вып. 48.)
- Ионин А.С., Каплин П.А., Медведев В.С. 1961. Классификация типов берегов земного шара (применительно к картам физико-географического Атласа Мира) // Тр. Океаногр. Комиссии АН СССР. Т. 12. С. 94–108.
- Иоффе Ц.И. 1935. Бентос // Сводный отчет о работах экспедиции ВНИОРХа по рыбохозяйственному исследованию Финского залива в 1934–1935 гг. (рук. В.С. Михин). Фонды ГОСНИОРХ. С. 23–30.
- Иоффе Ц.И. 1968. Обзор выполненных работ по акклиматизации кормовых беспозвоночных для рыб в водохранилищах. Изв. ГосНИОРХ. Т. 67 С. 7–29
- Иоффе Ц.И. 1972. Теоретические предпосылки результаты и перспективы акклиматизации кормовых объектов для рыб в пресноводных водоемах. Изв. ГосНИОРХ. Т. 71. С. 21–33.
- Калесник С.В. 1968. Ладожское озеро. Гидрометеониздат. 159 с.
- Карандашева А.А. 2002. Интегральная оценка экологического состояния малых рек крупного промышленного центра по структурно-функциональным показателям макрозообентоса (на примере Нижнего Новгорода): Автореф. канд. дисс. Нижний Новгород: Нижегородский гос. ун-т. 24 с.
- Каревич А.Ф. 1970. Теория и практика акклиматизации водных организмов. М.: Наука. 431 с.
- Каратаев А.Ю., Ляхнович В.П., Афанасьев С.А., Бурлакова Л.Е., Закутский С.М., Ляхов М.П., Мирошниченко М.П., Мороз Т.Г., Некрасова М.Ю., Скальская И.А., Харченко Т.Г., Протасов А.А. 1994. Место вида в экосистеме // Я.И. Старобогатов (ред.). *Dreissena*

- polymorpha* (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология и практическое значение. М.: Наука. С. 180–195.
- Катанская В.М. 1981. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л. 187 с.
- Кауфман З.С. 2005. Происхождение биоты континентальных водоемов. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 257 с.
- Качество морских вод по гидрохимическим показателям. 2002. Ежегодник. М.: Гидрометеозидат. С. 62–75.
- Киселев И.А. 1954. Материалы к флоре водорослей водоемов района среднего и нижнего течения р. Урала в пределах Чкаловской и Западно-Казахстанской областей // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. Т. 16. С. 532–575.
- Кириллова Л.М. 1967. Влияние загрязнения на состав и распределения донной фауны реки Невы // Санитарное состояние реки Невы. Л. С. 126–144.
- Клабукова В.В. 1966. Краткая гидрохимическая характеристика восточной части Финского залива // Сб. работ Ленинградской гидрометеобсерватории. Вып. 3. С. 315–378.
- Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. 2004. Петрозаводск. КНЦ РАН. 223 с.
- Ковалев Д.Н., Коткин А.С. 2003. Невская губа Финского залива как водно-болотные угодья международного значения (современное состояние и перспективы развития) // Проблемы и перспективы развития особо охраняемых природных территорий Санкт-Петербурга. СПб. Изд-во СПХФА. С. 10–13.
- Ковальчук Н.А. 2005. Макроводоросли. // Стрельнинский берег — комплексный памятник природы. СПб. С. 31.
- Ковальчук Н.А. 2007. Морские макроводоросли // Природная среда и биологическое разнообразие архипелага Березовые острова (Финский залив). СПб. С. 229–235.
- Ковда В.А. 1985. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука. 263 с.
- Кожанчиков В.И. Водная флора р. Невы в пределах Ленинграда и его ближайших окрестностей // Вестн. ЛГУ. Сер. биол. Вып. 15. № 3. Л. 1964 с.
- Коколия Т.Г. 1963. Бентос Невской губы // Санитарное состояние Невской губы. Л. С. 95–110.
- Коколия Е.Г., Цветкова Л.И. 1963. Загрязнение Невской губы в связи с использованием канализационных стоков. Труды ВГБО. Т.14. С. 151–158.
- Комаровский берег — комплексный памятник природы. 2004 / Е.А. Волкова, Г.А. Исаченко, В.Н. Храмцов (ред.). СПб. 92 с.
- Комаренко Л.Е. 1956. Характеристика флоры водорослей и зоопланктона водоемов бассейна среднего течения р. Лены // Тр. Ин-та биол. Якут. фил. АН СССР. Вып. 2. С. 145–212.
- Комаренко Л.Е., Васильева И.И. 1975. Пресноводные диатомовые и синезеленые водоросли водоемов Якутии. М.: Наука. 422 с.
- Кондратьев С.А., Гронская Т.П. и др. 1999. Внешняя нагрузка на Финский залив. // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. Ин-т озераведения РАН. Изд-во НИИХим СПбГУ. С. 304–352.
- Кондратьева Н.В. 1995. Прокариотические водоросли (Procaruyorhycobionta). Вып. 1. Ч. 1. Строение, размножение и циклы развития. Киев. Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного. НАНУ. 236 с.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б. 2007. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоемов // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: ЛЕМА. С. 176–181.
- Кореякова И.Л. 1987. Особенности флоры высших растений Невской губы Финского залива // Сб. науч. тр. ГОСНИОРХ. Вып. 266. С. 35–41.
- Кореякова И.Л. 1997. Высшая водная растительность восточной части Финского залива. СПб.: Изд-во ГосНИОРХ. 158 с.

- Корелякова И.Л., Волков. 1987. Растительность и особенности зарастания Невской губы Финского залива // Сб. науч. тр. ГОСНИОРХ. Вып. 266. С. 42–50.
- Корнеев О.Ю., Рыбалко А.Е., Федорова Н.К. и др. 2004. Результаты мониторинга природной среды Финского залива: уровень антропогенного загрязнения природных вод и донных отложений // Сб. тез. VI Междунар. экологического форума «День Балтийского моря». С. 116–117.
- Коузов С.А. 1993. Водоплавающие и околводные птицы северного побережья Невской губы // Экология и фауна птиц Палеарктики. Тр. Зоол. ин-та РАН. СПб. Т. 252. С. 60–83.
- Коузов С.А. 2007. Большой баклан *Phalacrocorax carbo* на Кургальском полуострове: история вселения и особенности биологии // Рус. орнитол. журн. Т. 16. № 349. С. 339–365.
- Кошелев Б.В., Рябов И.Н., Зимин В.Л. 1983. Ихтиологические исследования Копорской губы Финского залива в 1978–1980 гг. // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. М.: ИЭМЭЖ АН СССР. С. 43–53.
- Красная книга Ленинградской области. 2000. Т. 2. СПб.: Мир и Семья. 672 с. (на рус. и англ. яз.).
- Красная книга Российской Федерации (животные). 2001. М.: Астрель. 863 с.
- Красная книга природы Ленинградской области. 2002. Т. 3. Животные. СПб.: Мир и Семья. 479 с.
- Красная книга природы Санкт-Петербурга 2004. СПб.: Профессионал. 416 с.
- Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М. 1992. 58 с.
- Крышев И.И., Рябова В.Н. Периодические процессы в динамике зоопланктона восточной части Финского залива // Тр. Зоол. ин-та АН СССР, 1986. Т. 141. С. 43–57.
- Кудерский Л.А. 1982. Количественный учет донной фауны восточной части Финского залива Балтийского моря // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 192. С. 78–94.
- Кудерский Л.А. 1982. Ротан в прудах Ленинградской области // Рыбохозяйственные исследования на внутренних водоемах. Сб. тр. ГосНИОРХа. № 191. Л. С. 70–75.
- Кудерский Л.А. 1994. Влияние хозяйственной деятельности на экосистему Балтийского моря // Тр. ГосНИОРХ. Вып. 328. С. 111–130.
- Кудерский Л.А. 1996. Состояние рыбных ресурсов Ладожского озера, р. Невы и восточной части Финского залива // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб.: СПб. НЦ РАН. С. 131–154.
- Кудерский Л.А. 1997а. Колебания рыбопродукционного потенциала больших водоемов бассейна Финского залива // X Междунар. конф. по промысловой океанологии. Тез. докл. М.: ВНИРО. С. 72.
- Кудерский Л.А. 1997б. Долгопериодные колебания рыбопродукционного потенциала больших водоемов Северо-Запада России // Первый конгресс ихтиологов России. Тез. докл. М.: ВНИРО. С. 117–118.
- Кудерский Л.А. 1998. Биологическое загрязнение водоемов и экологическая безопасность // Жизнь и безопасность. № 2–3. С. 602–609.
- Кудерский Л.А. 1998. Многолетняя изменчивость уловов рыбы в крупных водоемах Северо-Запада // Тез. докл. VII Всеросс. конф. по проблемам промыслового прогнозирования. Мурманск: ПИНРО. С. 130–132.
- Кудерский Л.А. 1999. Состав и многолетние изменения рыбного населения в Невской губе и восточной части Финского залива // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. Ин-т озераведения РАН. С. 257–303.
- Кудерский Л.А. 2000. Долгопериодные изменения уловов рыб в восточной части Финского залива // Вопросы рыболовства. Т. 1. № 2–3. Ч. 2. С. 23–24.
- Кудерский Л.А., Шимановская Л.Н. 1996. Рыбные ресурсы Финского залива Балтийского моря //

- Рыбное хозяйство. Сер. Биопромышленные и экономические вопросы мирового рыболовства: Обзор. инфор. ВНИЭРХ. Вып. 1. 40 с.
- Кудерский Л.А., Печников А.С., Волошенко Б.Б. 2002. Сибирский чукучан *Catostomus catostomus rostratus* в водоемах Ленинградской области // Вопросы ихтиологии. Т. 42. № 3. С. 421–424.
- Кудерский Л.А., Алексеев А.П. 2005. Состояние уловов рыбы в Балтийском море на рубеже второго и третьего тысячелетий // Мат-лы конф. Aquategra. СПб. С. 324–332.
- Кузьменко М.И. 1981. Миксотрофизм синезеленых водорослей и его экологическое значение. Киев: Наукова думка. 215 с.
- Кукк Э.Г. 1961. Флора пресноводных синезеленых водорослей Эстонской ССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тарту. 21 с.
- Кукк Э.Г., Кукк Х.А. 1976. Видовой состав, распределение и запасы промысловых водорослей юго-западной части Финского залива // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. Вып. 12. Рига. 174 с.
- Кукк Х.А. 1979а. Донная растительность Финского залива у берегов СССР: Дисс. ... канд. биол. наук. Таллин. 210 с.
- Кукк Х.А. 1979б. Макрофиты восточного и северо-восточного побережий Финского залива // Новости систематики низших растений. Т. 16. С. 15–18.
- Кукк Х.А. 1980. Видовой состав и распределение донной растительности восточной и северо-восточной частей Финского залива // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. Вып. 15. Рига. 170 с.
- Курашов Е.В. 1987. Значение хищного питания *Pontoporeia affinis* Lindstr. для формирования структуры бентосных ценозов // Биол. ресурсы водоемов бассейна Балтийского моря. Мат-лы 22 Науч. конф. по изучению водоемов Прибалтики. Вильнюс. С. 98.
- Кутикова Л.А., Телеш И.В. 1998. VIII Междунар. симпозиум по коловраткам // Зоол. журн. Т. 77. № 10. С. 1210–1211.
- Лаврентьева Г. М., Суслопарова О.Н. 2006. Экологические аспекты воздействия гидростроительства на биоту акватории восточной части Финского залива // Сб. науч. тр. Вып. 331. Т. 2. СПб. 262 с.
- Лаврентьева Г.М., Суслопарова О.Н., Аршаница Н.М. и др. 2006. Характеристика современного состояния водной биоты прибрежья комплекса защитных сооружений (КЗС) Санкт-Петербурга от наводнений (по материалам рыбохозяйственного мониторинга 2003–2004 гг.) // Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Вып. 331. Т. 2. С. 195–262.
- Лазаускене Л.А., Вайнотис Г.И., Разиньков А.Ю. 1995. Результаты акклиматизации беспозвоночных в Балтийском регионе // Результаты работ по акклиматизации водных организмов. СПб. С. 167–178.
- Ланге Е.К. 2003. Фитопланктон // Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск»). СПб. С. 95–98.
- Ланге Е.К. 2006. Анализ структурных показателей позднелетнего фитопланктона Невской губы за 90-летний период // Экологические аспекты воздействия гидростроительства на биоту акватории восточной части Финского залива. Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Вып. 331. Т. 1. СПб. С. 146–231.
- Ланге Е.К., Шилин М.Б. 2004. Состояние планктонных сообществ Балтийского моря // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов Российских морей Северо-Европейского бассейна (проект подпрограммы «Исследование природы Мирового океана» федеральной целевой программы «Мировой океан»). Вып. 1. КНЦ. Апатиты. С. 222–228.
- Ласточкин Д.А. 1937. Новые виды *Oligochaeta limicola* в фауне Европейской части СССР // Докл. Акад. наук СССР. Т. 17. № 4. С. 229–231.
- Левич А.П. 1994. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. Т. 337. № 2.

- С. 280–282.
- Левич А.П., Терехин А.Т., Булгаков Н.Г., Абакумов В.А., Максимов В.Н., Елисеев Д.А., Качан Л.К. 1996. Экологический контроль водных объектов Нижнего Дона по биотическим идентификаторам планктона, перифитона и зообентоса // Вестник МГУ. Сер. 16. Биология. № 3. С. 18–25.
- Лисицын А.П. 1988. Лавинная седиментация и перерывы в осадконакоплении в морях и океанах. М.: Наука. 309 с.
- Лисицын А.П. 1994. Маргинальный фильтр океанов. Океанология. № 5. С. 735–748.
- Литвинчук Л.Ф. 2005. *Evadne anonyx* Sars, 1897 (Cladocera, Polyphemoidea) — новый представитель фауны Балтийского моря // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск. С. 69–76.
- Литвинчук Л.Ф., Ривьер И.К., Панов В.Е. 2001. Динамика численности, структура популяции и плодовитость черноморско-каспийского ветвистоусого ракообразного *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891) (Polyphemoidea, Cercopagidae) в восточной части Финского залива Балтийского моря // Биология внутренних вод. № 1. С. 57–62.
- Литвинчук Л.Ф., Максимова О.Б. 2005. О нахождении понто-азовского ракообразного *Cornigerius maeoticus maeoticus* (Pengo, 1879) (Cladocera, Polyphemoidea) в Финском заливе Балтийского моря. Биология Биологическиересурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск. С. 76–78.
- Логвиненко Н.В., Барков Л.К., Усенков С.М. 1988. Литология и литодинамика современных осадков восточной части Финского залива. Л. ЛГУ. 144 с.
- Лукиянов С.В., Понюшков А.В., Степанов О.В. 2003. Гидрологическая характеристика пролива Бьоркезунд // Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск»). СПб. С. 80–86.
- Львова-Качанова АА, Извекова Е.И., 1973. Осаждение дрейссеной взвеси и использование ее личинками хирономид // Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 2. С. 130–135.
- Ляхин Ю.И., Макарова С.В., Максимов А.А. 1997. Экологическая обстановка в восточной части Финского залива в июле 1996 г. // Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат. С. 416–434.
- Ляхнович В.П., Каратаев А., Ляов С.М., Андреев Н.И., Андреева С.И., Афанасьев С.А., Дыга А.К., Закутский В.П., Золотарева В.И., Львова А.А., Некрасова М.Я., Осадчих В.П., Плигин Ю.В., Протасов А.А., Тищиков Г.М. 1994. Условия обитания // Дрейссена, *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia Dreissenidae). Систематика, экология и практическое значение. М.: Наука. С. 109–119.
- Малявин С. А., Березина Н.А., Хванг Дж.-Ш. 2008. О находке *Chelicorophium curvispinum* Sars 1895 (Amphipoda: Crustacea) в Финском заливе Балтийского моря // Зоол. журн. Т. 87. (в печ.).
- Макарова С.В. 1997. Видовой состав и количественные характеристики фитопланктона // Проект «Балтика». Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. СПб.: Гидрометеиздат. С. 354–365.
- Макарова Н.В., Трофимец В.Я. 2002. Статистика в Excel. М.: Финансы и статистика. 368 с.
- Максимова М.П. 1979. Критерии антропогенного эвтрофирования речного стока и расчет антропогенной составляющей биогенного стока рек // Водные ресурсы. № 1. С. 35–40.
- Максимов А.А. 1997. Макрзообентос восточной части Финского залива // Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5 Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. Гидрометеорологиче-

- ские, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеоздат. С. 405–416.
- Максимов А.А. 2004. Многолетние изменения макрозообентоса Невской губы // Биология внутренних вод. № 3. С. 84–92.
- Максимов А.А. 2004. Необходимость учета многолетней изменчивости гидрометеорологических факторов при оценке состояния вершины Финского залива по данным экологического мониторинга // Сб. мат-лов конф. «Акватерра-2004». СПб. 15–17 июня 2004 г. С. 76–77.
- Максимов А.А. 2005. Изменения в донных сообществах восточной части Финского залива после вселения полихеты *Marenzelleria neglecta* // Чужеродные виды в Голарктике (Борок-2). Тез. докл. 2-го Межд. симпоз. по изучению инвазийных видов. Борок. Россия. 27 сент. – 1 окт. 2005 г. Рыбинск – Борок: Ин-т Биологии внутренних вод. С. 90–91.
- Максимов А.А. 2006. Многолетние изменения макрозообентоса как показатели эвтрофирования Восточной части Финского залива // Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Вып. 331. С. 77–91.
- Максимов А.А. 2006. Причины возникновения придонной гипоксии в восточной части Финского залива Балтийского моря // Океанология. Т. 46. № 2. С. 204–210.
- Мальчевский А.С., Пукинский Ю.Б. 1983. Птицы Ленинградской области и сопредельных территорий: История, биология, охрана. Л. Т. 1–2. 984 с.
- Малявин С.А., Березина Н.А., Хванг Дж.-Ш. О находке *Chelicorophium curvispinum* (Amphipoda: Cgustacea) в Финском заливе Балтийского моря // Зоол. журн. (в печ.).
- Мартынов А.В. 1924. К познанию реликтовых ракообразных бассейна нижнего Дона, их экологии и распространения // Ежегодн. Зоол. музея Рос. Акад. наук. Т. 25. 115 с.
- Материалы к изучению бентоса Невской губы. 1949 // Учен. записки Ленинградского ун-та Сер. биол. Л.: Наука. Вып. 21 С. 107–141.
- Матвеев В.И., Соловьева В.В., Саксонов С.В. 2005. Экология водных растений: Учебное пособие. Изд. 2-е, допол. и перераб. Самара: Изд-во Самарского науч. центра РАН. С. 119.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. 1982. Л. 59 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. 1983. Л. 51 с.
- Миркин Б.М., Наумова Л.Г. 2001. Адвентивизация растительности: инвазивные виды и инвазибильность сообществ. Успехи современной биологии. Т. 121. № 6. С. 550–562.
- Михайлов А.Е. 1997. Температура и соленость воды // Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеоздат. С. 225–235.
- Михайлов В.Н., Михайлова М.В. 2003. Дельты как индикаторы естественных и антропогенных изменений режима рек и морей // Водные ресурсы. Т. 30. № 6. С. 655–666.
- Михайленко Р.Р., Мальшев В.В. 2002. Управление «Морзащита» Администрации Санкт-Петербурга и Военно-медицинская академия. Оценка экологического состояния водной среды в Невской губе и восточной части Финского залива в створе сооружений защиты Санкт-Петербурга от наводнений в 2001 году // Администрация Санкт-Петербурга, Комитет по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности. СПб. С. 194–201.
- Мицкевич И.Н., Сажин А.Ф. 1989. Сравнительное определение численности морского бактериопланктона методом Разумова и с помощью эпифлуоресцентной микроскопии // Структура и продукционные характеристики планктонных сообществ Черного моря. М.: Наука. С. 117–122.

- Мониторинг донных и планктонных сообществ Невской губы и прибрежных районов курортной зоны Санкт-Петербурга: Итоговый отчет НИР. 1997. ЗИН РАН, под рук. А.Ф. Алимова. СПб. 78 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. 1960. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.; Л.: Изд-во АН СССР. 287 с.
- Мордухай-Болтовской Ф. Д., Дзюбан Н. А. 1976. Изменение в составе и распределении фауны Волги в результате антропогенных воздействий. Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука. С. 67–82.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д., Ривьер И.К. 1987. Хищные ветвистоусые Podonidae, Polyphemidae, Cercopagidae и Leptodoridae фауны мира // Определители по фауне СССР, издаваемые Зоологическим ин-том АН СССР. Л.: Наука. 184 с.
- Музафаров А.М., Эргашев А.Э., Халилов С. 1988а. Определитель синезеленых водорослей Средней Азии. Вып. 2. Ташкент: ФАН. С. 406–892.
- Музафаров А. М., Эргашев А. Э., Халилов С. 1988б. Определитель синезеленых водорослей Средней Азии. Вып. 3. Ташкент: ФАН. С. 893–1216.
- Набережный А.И., Ирмашева С.Г. 1980. Соотношение размеров и массы тела у гарпактицид (Crustacea: Harpacticoida) // Изв. АН МССР. Сер. биол. и хим. наук. Кишинев. С. 75–76.
- Невская губа: Гидробиологические исследования. 1987. Л.: Наука. 216 с.
- Нежиховский Р.А. 1981. Река Нева и Невская губа. Л.: Гидрометеиздат. 112 с.
- Нежиховский Р.А. 1988. Вопросы гидрологии реки Невы и Невской губы. Л.: Гидрометеиздат. 224 с.
- Нестеренко Б.В. 1988. Сравнение методов определения интегральной первичной продукции планктона (на примере Невской губы): Дис. ... канд. биол. наук. Л.: ЗИН РАН. 140 с.
- Нечаева Н.Б. 1933. Микробиологические исследования Финского залива // Исследования морей СССР. Л. С. 145–165.
- Николаев И.И. 1951. О новых вселенцах в фауне и флоре Северного моря и Балтики из отдаленных районов // Зоол. журн. Т. 30. Вып. 6. С. 556–561.
- Николаев И.И. 1954. О «цветении» воды Балтийского моря // Тр. ВНИРО. Т. 26. С. 210–220.
- Николаев И.И. 1963. Новые вселенцы в фауне и флоре Северного моря и Балтики. Зоол. журн. Т. 42. № 1. С. 20–27.
- Николаев И.И. 1979. Последствия непредвиденного антропогенного расселения водной фауны и флоры // Экологическое прогнозирование. М. С. 76–93.
- Николаев И.И. 1985. Некоторые аспекты экологии стихийного расселения гидробионтов // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 232. Л. С. 81–89.
- Никулина В.Н. 1987. Динамика численности и биомассы фитопланктона // Невская губа, гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 20–29.
- Никулина В.Н. 1989. Планктонные синезеленые водоросли восточной части Финского залива // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. Т. 205. С. 26–35.
- Никулина В.Н. 1991. Состав, распределение и межгодовая изменчивость фитопланктона в восточной части Финского залива // Исследования фитопланктона в системе мониторинга в Балтийском море и других морях СССР. М. С. 55–69.
- Никулина В.Н. 1996. Водоросли планктона как показатель экологического состояния водоемов // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб. Научный центр РАН. С. 13–35.
- Никулина В.Н., Анохина Л.Е. 1987. Флористический состав планктона и перифитона // Невская губа. Гидробиологические исследования. Л. С. 14–20.
- Никулина В.Н., Генкал С.И. 1990. *Skeletonema subsalsum* — доминирующий вид фитоценоза эстуария р. Невы // Информ. бюл. Ин-та биологии внутренних вод. № 85. С. 31–34.
- Никулина В.Н., Трифонова И.С., Летанская Г.И., Павлова О.А. 1999. Фитопланктон // Финс-

- кий залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. Ин-т Озероведения РАН. С. 108–137.
- Никулина В.Н., Губелит Ю.И. 2004. Оценка роли *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. в создании органического вещества в литоральной зоне восточной части Финского залива // Первичная продукция водных экосистем. Материалы международной конференции, Борок. 11–16 октября 2004. Ярославль. С. 72–73.
- Никулина В.Н., Губелит Ю.И. 2007. Водоросли литорали как показатель экологического состояния прибрежной зоны восточной части Финского залива // Биология внутренних вод. № 1. С. 40–45.
- Нилова О.И. 1976. Некоторые черты экологии и биологии *Gmelinoides fasciatus* Stebb., акклиматизированного в озере Отрадное Ленинградской области // Изв. ГосНИОРХ. Т. 111. С. 10–15.
- Носков Г.А. 1960. Миграции птиц в северо-западных районах Ленинградской области // Тез. 4-й Прибалтийской орнитологической конф. Рига. С. 72–73.
- Носков Г.А. 1962. Перелеты уток в Ленинградской области // Наша охота. Л. С. 398–405.
- Носков Г.А. 1968. Миграции птиц на северо-западе Ленинградской области: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Л. 22 с.
- Носков Г.А. 1972. Итоги изучения миграций птиц в Ленинградской области // Тез. докл. в VIII Прибалт. орнитол. конф. Таллин. С. 77–79.
- Носков Г.А. 1997. К вопросу о постоянстве миграционных стоянок гусей в Ленинградской области // Казарка. № 3. С. 306–314.
- Носков Г.А. 1998. Березовые острова Финского залива Балтийского моря // Водно-болотные угодья России. Т. 1. № 47. М. С. 34–35.
- Носков Г.А. 2003. Задачи и подходы к формированию сети ООПТ Санкт-Петербурга // Проблемы и перспективы развития особо охраняемых природных территорий Санкт-Петербурга. СПб.: Изд-во СПХФА. С. 7–10.
- Носков Г.А., Гагинская Е.Р., Хааре А.О., Каменев В.М., Большаков К.В. 1965. Миграции птиц в восточной части Финского залива // Сообщ. Прибалт. комис. по изуч. миграций птиц. Тарту. № 3. С. 3–27.
- Носков Г.А., Фёдоров В.А., Гагинская А.Р., Сагитов Р.А., Бузун В.А. 1993. Об орнитофауне островов восточной части Финского залива // Рус. орнитол. журн. Т. 2. Вып. 2. С. 163–173.
- Обзор состояния водных объектов по гидробиологическим показателям на территории СЗУГКС в 1980 году. 1981 // ГК СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды. Северо-западное территориальное управление по гидрометеорологии и контролю природной среды. Л. 201 с.
- Одум Ю. 1986. Экология. М. Т. 1. 328 с.
- Оленина И. 1996. Видовой состав фитопланктона залива Куршо-Марес и прибрежной зоны юго-восточной части Балтийского моря // Botanica Lithuanica. Т. 2. N 3. Р. 259–300.
- Опекунов А.Ю., Рыбалко А.Е., Спиридонов М.А. и др. 2000. Оценка геоэкологической ситуации в системе Ладожское озеро – р. Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива по результатам изучения донных осадков // Концептуальные проблемы геоэкологического изучения шельфа. ВНИИ Океангеология. СПб. С. 56–68.
- Орлова М.И., Панов В.Е., Крылов П.И., Телеш И.В., Хлебович В.В. 1999. Изменения в планктонных и донных сообществах восточной части Финского залива Балтийского моря в связи с биологическими инвазиями // Тр. Зоол. ин-та РАН. Т. 279. Л. С. 305–325.
- Орлова М.И., Щербина Г.Х. 2002. О распространении *Dreissena bugensis* (Dreissenidae, Bivalvia) в верхневолжских воохранилищах // Зоол. журн. Т. 81. Вып. 5. С. 515–520.
- Орлова М.И., Шадрин Н.В. 2004. Свободноживущие беспозвоночные // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК. С.

69–82.

- Орлова М.И., Анцулевич А.Е., Телеш И.И. и др. 2005. Методические указания по сбору и обработке материалов при ведении мониторинга биологического загрязнения на Финском заливе. СПб. ЗИН РАН. 67 с.
- Осадчих В. Ф. 1971. Биологические и экологические особенности корофидов (*Corophium Latreille*, 1806) Северного Каспия // Тр. Каспийского науч.-исслед. ин-та рыбного хозяйства. Т. 26. С. 100–116.
- Осадочный покров гляциального шельфа северо-западных морей России. 1992 // Сб. науч. тр. СПб.: Изд-во ВСЕГЕИ. 129 с.
- Остов И.М. 1971. Характерные особенности гидрологического и гидрохимического режима Финского залива как основа его рыбохозяйственного освоения // Изв. ГосНИОРХ. Т. 76. С. 18–45.
- Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге. 2006. СПб. 492 с.
- Отчет «Разработка системы мониторинга биологического загрязнения для водных экосистем бассейна Финского залива», Государственный контракт № 152, Санкт-Петербург, 2004, 200 с. Алимов А.Ф., Флоринская Т.М., Анцулевич А.Е., Орлова М.И. Голубков С.М. Телеш И.В., Березина Н.А. и др., 2004.
- Отчет «Апробация системы мониторинга биологического загрязнения для водных экосистем бассейна Финского залива», Государственный контракт № 132, Санкт-Петербург, 2005, 167 с. Алимов А.Ф., Орлова М.И., Флоринская Т.М., Анцулевич А.Е., Телеш И.В., Березина Н.А., Максимов А.А., Литвинчук Л.Ф. и др., 2005.
- Отчет «Мониторинг биологического загрязнения для водных экосистем бассейна Финского залива», Государственный контракт № 326, Санкт-Петербург, 2006, 156 с. Алимов А.Ф., Орлова М.И., Флоринская Т.М., Анцулевич А.Е., Березина Н.А., Максимов А.А., Литвинчук Л.Ф. и др., 2005.
- Павельева Е.Б., Чернова Г.Б., Белова М.А. 1987. Численность и биомасса бактериопланктона // Невская губа Гидробиологические исследования. Л.: Наука. Т. 151. С. 40–45.
- Панов В.Е., Лобанов А.Л., Дианов М.Б., Шестаков В.С. 2004. Значение открытых информационных систем и баз данных по чужеродным видам. // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК. С. 347–356.
- Пантелеев А. В. 1984. Гнездование клуши в Ленинграде // Птицы и урбанизированный ландшафт. Каунас. С. 109–110.
- Папченко В.Г. 2001. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья: Монография. Ярославль: ЦМП МУБиНТ. С. 4–7.
- Первозванский В.Я. 1999. Сибирский чукучан *Catostomus catostomus rostratus* — новый компонент в ихтиофауне Ладожского озера // Вопр. ихтиол. Т. 39. Вып. 4. С. 567–568.
- Перельман А.И. 1966. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа. 341 с.
- Петухов В.А. 1987. Мейобентос. Невская губа. Гидробиологические исследования // Тр. ЗИН АН СССР. Л. Т. 151. С. 121–127.
- Поздеев И.В. 2006. Роль личинок хирономид в донных сообществах рек бассейна верхней и средней Камы: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. СПб. 22 с.
- Попов А.Н. 2006а. Многолетняя динамика состояния запасов салаки (*Clupea harengus membras* L.) восточной части Финского залива и определяющие ее факторы // Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Вып. 331. Т. 2. С. 119–139.
- Попов А.Н. 2006б. Биология и воспроизводство запасов корюшки (*Osmerus eperlanus* L.) восточной части Финского залива // Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. Вып. 331. Т. 2. С. 92–118.
- Порк К.О. 1958. О летнем фитопланктоне озер юго-восточной части озер Эстонской ССР // Гидробиол. исслед. № 1. С. 79–103.

- Потапова М.Г. 1999. Диатомовые водоросли песчаной литорали восточной части Финского залива // Ботан. журн. Т.84. № 1. С. 59–65.
- Потапов Р.Л. 2002. Птицы // Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск»). СПб. С. 72–79.
- Природная среда побережья и акватории Финского залива (район порта «Приморск»). 2003. СПб. 128 с.
- Протасов А.А. 1994. Пресноводный перифитон. Киев: Наукова думка. 307 с.
- Протасов А.А. 2002. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Национальная академия наук Украины. Киев. 105 с.
- Протасов А.А. 2007. Методологические и методические проблемы использования показателей разнообразия для биоиндикации // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб. РАН. Ин-т озерадения РАН. С. 19–23.
- Прошкина-Лавренко А.И., Макарова И.В. 1968. Водоросли планктона Каспийского моря. Л.: Наука. 290 с.
- Пчелинцев В.П. 2005. Птицы // Парк «Сергиевка» — комплексный памятник природы. СПб. С. 109–113.
- Разнообразие водорослей Украины // Альгология. 2000. Т. 10. № 4. 290 с.
- Разумов А.С. 1932. Прямой метод учета бактерий в воде. Сравнение его с методом Коха // Микробиология. Т. 1. Вып. 2. С. 131–146.
- Раснер А.Г. 1912. Охота на Маркизовой луже // Наша охота. СПб. Кн. 10. С. 10–18; кн. 11. С. 43–55; кн. 12. С. 45–50; кн. 13. С. 21–36; кн. 14. С. 22–34; кн. 15. С. 23–47; кн. 16. С. 26–38.
- Распопов И.М. 1985. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. Л. 200 с.
- Родина А.Г., Кузьмицкая Н.К. 1968. Численность бактериопланктона в реке Неве и ее притоках // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л. С. 117–144.
- Розанова М.А., Голубева М.М. 1921. Материалы к исследованию высшей растительности Петергофского побережья // Тр. Петроградск. об-ва естествоиспыт. Т. 52. № 1. С. 101–125.
- Романенко В.И. 1985. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука. 294 с.
- Романова Н.Н. 1975. Количественное распределение и экология корофид (Crustacea, Amphipoda, *Corophium*) Каспийского моря // Бюлл. Моск. об-ва испыт. прир. Отд. биол. Вып. 80. № 3. С. 51–63.
- Рыбалко А.Е., Спиридонов М.А., Федорова Н.К. и др. 1996. Геоэкологическое районирование восточной части Финского залива, особенности миграции и накопления химических элементов // Геология и геоэкология Северо-Запада России. СПб. С. 15–26.
- Рыбалко А.Е., Спиридонов М.А., Федорова Н.К. 1996. Environmental geology in Eastern Gulf of Finland area and the problems of anthropogenic pollution in the Gulf of Finland // Геология и геоэкология Северо-Запада России. СПб. С. 27–57.
- Рычкова А.Л. 2003. Гнездование мородунки *Xenus cinereus* на южном побережье Невской губы // Рус. орнитол. журн. Экспресс-вып. 247. С. 1437–1438.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. 1983. Л.: Гидрометеиздат. 239 с.
- Руководство по химическому анализу морских вод. 1993. РД.52.10.243-92. СПб.: Гидрометеиздат. 264 с.
- Ружин С.В. 1987. Видовая структура и хозяйственное использование ихтиофауны Невской губы // Невская губа, гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 186–198.
- Рылов В.М. 1923. Зоопланктон Невской губы // Исследования реки Невы и ее бассейна. Петроград. С. 1–85.

- Рябчук Д.В., Спиридонов М.А., Кропачев Ю.П., Нестерова Е.Н., Куренной Д.Н., Акулов В.Б., Сулов Г.А., Меньшенина И.И. 2006. Геоэкологический мониторинг береговых зон в районе комплекса защитных сооружений С.-Петербурга от наводнений (КЗС) // Известия ВСЕГЕИ. Т. 5. № 53. С. 221–226.
- Рябчук Д.В., Сухачева Л.Л., Лукьянов С.В., Спиридонов М.А., Пнюшков А.В., Нестерова Е.Н., Куренной Д.Н. История геологического развития и современные геологические процессы береговой зоны Курортного района Санкт-Петербурга. (В печ.)
- Рябова В.Н., Сергеев В.Н. 1977. Особенности суточных вертикальных перемещений зоопланктона восточной части Финского залива // Известия ГосНИОРХ. Т. 123. С. 65–70.
- Рябова В.Н., Погребов В.Б. 1991. Биологическая сезонность в зоопланктоне Финского залива // Гидробиол. журн. Т. 27. № 1. С. 19–24.
- Савинич И.Б., Горелов Р.А. 1996. Усатая синица *Panurus biarmicus* — новый вид Ленинградской области // Рус. орнитол. журн. Экспресс-вып. 5. С. 7–9.
- Савчук О.П. 1994. Эвтрофикация. Гидрометеорология и гидрохимия морей. Т. 3. Балтийское море. Вып. 2. Гидрохимические условия и океанографические основы формирования биологической продуктивности. СПб.: Гидрометеиздат. С. 372–405.
- Савчук О.П. 2005. Исследования эвтрофикации Балтийского моря // Тр. ГОИН. Т. 209. С. 272–285.
- Савчук О.П., Вульф Ф. 1997. Круговорот азота и фосфора в открытой Балтике // Проект «Балтика». Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат. С. 65–103.
- Савчук О.П., Скакальский Б.Г. 1997. Гидрохимические условия. Нагрузки загрязнения и водоочистные мероприятия // Проект «Балтика». Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат. С. 261–268.
- Садчиков А.П., Кудряшов М.А. 2005. Гидробиотика: Прибрежно-водная растительность. Издво «Академия» 240 с.
- Салазкин А.А. 1982. Донная фауна Невской губы и некоторые особенности ее распределения // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 192. С. 70–77.
- Сафронова Л.В., Цветкова Л.И. 1974. Численность сапрофитных и нефтеокисляющих бактерий в образцах грунта и воды Невской губы // Сб. тр. Ленингр. инж.-строит. ин-та. № 92. С. 37–39.
- Сергеев В.Н., Рябова В.Н. 1981. Анализ сезонной сукцессии зоопланктона восточной части Финского залива // Экология. 1981. № 3. С. 78–85.
- Синельников А.М. 1976. Питание ротана в пойменных водоемах бассейна р. Раздольная (Приморский край) // Биология рыб Дальнего Востока. Владивосток. С. 96–99.
- Силина Н.И. 1997. Первичная продукция планктона и деструкция органического вещества // Экосистемные модели. Вып. 5. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2: Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат. С. 375–382.
- Силина Н.И. 1997. Зоопланктон и его участие в биотическом круговороте // Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. Гидрометеорологические, гидрохимические, гидробиологические, геологические условия и динамика вод Финского залива. СПб.: Гидрометеиздат. С. 390–404.
- Силина Н.И., Чернухова Л.Я. 1997. Бактериопланктон и его продукция // Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. СПб.: Гидрометеиздат. Вып. 5. С. 382–390.
- Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. 1978. «Цветение» воды и эвтрофирование. Киев: Наукова думка. 232 с.

- Сиренко Л.А., Кондратьева Н.В. 1998. Роль Cyanophyta в природе // Альгология. Т. 8. № 2. С. 117–131.
- Скориков А.С. 1910. К фауне Невской губы и окрестных вод острова Котлина // Ежегодник Зоологического музея Императорской Академии Наук. Т. 15. С. 474–490.
- Скориков А.С. 1910. Зоологические исследования Ладожской воды как питьевой. СПб. С. 1–123.
- Скориков А.С. 1911. Зоологические исследования ладожской воды как питьевой // Комиссия по исследованию Ладожского озера как источника водоснабжения С.-Петербурга. С. 589–709.
- Скриптунов Н.А. 1987. Основные закономерности гидрологических процессов взаимодействия реки и моря // Водные ресурсы. № 4. С. 114–119.
- Смирнов С.С. 1935. О появлении *Acartia tonsa* Dana (Copepoda) в Финском заливе // Докл. АН СССР. Нов. сер. Т. 3. № 5. С. 237–240.
- Смирнов А.Н. 1977. Распределение некоторых видов рыб в восточной части Финского залива // Известия ГосНИОРХ. Т. 123. С. 138–157.
- Смирнов А.Н., Смирнов Н.П. 1998. Колебания климата и биота Северной Атлантики. СПб. Изд. РГГМУ. 150 с.
- Смирнов Н.П., Воробьев В.Н., Качанов С.Ю. 1998. Северо-Атлантическое колебание и климат. СПб.: Изд-во РГГМУ. 122 с.
- Смирнов Е.М. 1986. О размножении ремеза (*Remiz pendulinus* L.) в Ленинградской области // Экология и размножение птиц. Л. С. 81–84.
- Соколов Б.В., Игнатьев А.Ф. 1998. Полуостров Кургальский Финского залива Балтийского моря // Водно-болотные угодья России. Т. 1. № 47. М. С. 41–45.
- Сообщества пресноводных беспозвоночных в зарослях макрофитов. 1988 // Тр. ЗИН АН СССР. Т. 186. Л. ЗИН АН СССР. 150 с.
- Создание системы мониторинга биологического загрязнения для экосистем бассейна Финского залива. Итоговый отчет. 2004. СПбНЦ, СПб. 200 с.
- Соколова М.Ф. 1927. Зоопланктон восточной части Финского залива // Исследования реки Невы и ее бассейна. Петроград. Вып. 2. № 5. С. 3–45.
- Соколова М.Ф. 1949. Количественный учет планктона открытого и прибрежного районов Невской губы // Учен. Зап. ЛГУ. Сер. биол. Вып. 1. № 126. С. 67–106.
- Спиридонов М.А. 1989. Ледниковая история Финского залива // Геология субквальной части зоны сочленения Балтийского щита и Русской плиты в пределах Финского залива. Сб. науч. тр. Л.: Изд-во ВСЕГЕИ. С. 23–32.
- Спиридонов М.А., Рыбалко А.Е., Мануйлов С.Ф. 1992. Геологические исследования дна внутренних морей и крупных озер // Советская геология. № 2. С. 73–82.
- Спиридонов М.А., Рыбалко А.Е., Федорова Н.К. и др. 1998. Создать универсальную систему геоэкологического контроля природной обстановки в зоне Русской Балтики // Ежегодник ВСЕГЕИ. СПб. С. 88–92.
- Спиридонов М.А., Рыбалко А.Е. 1999. Оценка геоэкологической ситуации в системе Ладожское озеро – р. Нева – Финский залив по результатам изучения донных осадков // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. ИНОЗ РАН. Северо-Балтийский морской фонд. С. 101–104.
- Спиридонов М.А., Рябчук Д.В., Шахвердов В.А., Звездунов С.И., Нестерова Е.Н., Суслов Г.А., Григорьев А.Г. 2004. Невская губа. Эколого-геологический очерк. СПб.: Литера. 181 с.
- Спиридонов М.А., Рябчук Д.В., Жамойда В.А., Гогоберидзе Г.Г. 2006. На пути создания современной геологической основы береговедения (базовая терминология) // Региональная геология и металлогения. СПб. № 28. С. 181–191.
- Стальмакова Т.А. 1968. Зообентос Ладожского озера // Биологические ресурсы Ладожского озе-

- ра. Зоология. Л.: Наука. С. 4–70.
- Стогов И.А., Анцулевич А.Е., Басова С.Л., Мовчан Е.А. 2005. К оценке влияния комплекса защитных сооружений на биоту Невской губы и восточной части Финского залива // VI Междунар. экол. форум «День Балтийского моря». С. 84–88.
- Стрельнинский берег — комплексный памятник природы. 2005 / Е.А. Волкова, Г.А. Исаченко, В.Н. Храмцов (ред.). СПб. 56 с.
- Сухачева Л.Л. 2007. Анализ воздействия природных и антропогенных факторов на динамику загрязнения восточной части Финского залива взвешенными веществами по данным многолетних аэрокосмических наблюдений // Сб. тез. VIII Междунар. экологического форума «Дни Балтийского моря». СПб.: Диалог. С. 120–122.
- Тамбиев С.Б., Гордеев В.В., Серых В.Я., Серова В.В. 1984. Взвешенное вещество на профиле от устья р. Даугавы через Рижский залив // Геологическая история и геохимия Балтийского моря. М.: Наука. С. 4–18.
- Телеш И.В. 1986а. Трансформация озерного зоопланктона в реках // Докл. АН СССР. Т. 291. № 2. С. 495–498.
- Телеш И.В. 1986б. Сравнительная эффективность методов количественного учета планктонных коловраток // Гидробиологический журн. Т. 22. № 4. С. 99–102.
- Телеш И.В. 1987а. Коловратки и ракообразные планктона // Невская губа: Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 82–103.
- Телеш И.В. 1987б. Состояние изученности зоопланктона Невской губы // Невская губа: Гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 75–77.
- Телеш И.В. 1987в. Зоопланктон водной системы река — эстуарий (на примере исследования реки Невы и Невской губы): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л. 18 с.
- Телеш И.В. 1988а. Влияние повышенного содержания минеральной взвеси в воде на состояние зоопланктонного сообщества // Гидробиологические исследования морских и пресных вод. Л. С. 41–47.
- Телеш И.В. 1988б. Состав и количественное развитие зоопланктона в зарослях прибрежных макрофитов // Сообщества пресноводных беспозвоночных в зарослях макрофитов. Тр. ЗИН АН СССР. Т. 186. С. 17–20.
- Телеш И.В. 1988в. Динамика численности и продукция популяций планктонных ракообразных // Сообщества пресноводных беспозвоночных в зарослях макрофитов. Тр. ЗИН АН СССР. Т. 186. С. 37–41.
- Телеш И.В. 2006а. Влияние биологических инвазий на разнообразие и функционирование сообществ зоопланктона в эстуарных экосистемах Балтийского моря (обзор) // Изв. Самарского НЦ РАН. Т. 8. № 3. С. 220–232.
- Телеш И.В. 2006б. Видовое разнообразие и функционирование сообществ зоопланктона в озерах, реках и эстуариях: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. СПб. 45 с.
- Телеш И.В., Павельева Е.Б., Чернова Г.Б. 1987. Современные представления о формировании потамопланктона // Морской и пресноводный планктон. Л. Тр. ЗИН АН СССР. Т. 172. С. 154–166.
- Телеш И.В., Литвинчук Л.Ф., Большагин П.В., Крылов П.И., Панов В.Е. 2000. Особенности биологии понто-каспийского вида *Cercopagis pengoi* (Crustacea: Onychopoda) в Балтийском море // Виды-вселенцы в Европейских морях России. Сб. науч. тр. Апатиты: Кольский научный центр РАН. С. 130–151.
- Телеш И.В., Большагин П.В., Панов В.Е. 2001. Количественная оценка воздействия вида-вселенца *Cercopagis pengoi* (Crustacea: Onychopoda) на структуру и функционирование планктонного сообщества в Финском заливе Балтийского моря // Докл. РАН. 2001. Т. 377. № 3. С. 427–429.
- Телеш И.В., Орлова М.И. 2004. Взаимоотношения между видом-вселенцем *Dreissena*

- polymorpha* и микрозоопланктоном в прибрежных водах эстуария реки Невы (Финский залив Балтийского моря) // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК. С. 268–274.
- Терешенкова Т.В. 2007. Сравнительная характеристика фитопланктона Выборгского залива, Лужской и Копорской губ, пролива Бьеркезунд и Мелководного района восточной части Финского залива // Экологические аспекты воздействия гидростроительства на биоту акватории восточной части Финского залива. Сб. науч. тр. ФГНУ ГосНИОРХ. СПб. Вып. 331. Т. 1. С. 37–85.
- Тимм Т. 1987. Малощетинковые черви (*Oligochaeta*) водоемов Северо-Запада СССР. Таллин: Валгус. 299 с.
- Титова А.И. 1937. Основные черты населения и количественный учет его в прибрежных районах Копорской, Лужской и Нарвской губ Финского залива // Ученые записки ЛГУ. № 15. С. 154–170.
- Трифорова И.С., Никулина В.Н., Павлова О.А. 1998. Осенний фитопланктон как показатель экологического состояния водной системы Ладожское озеро – река Нева – Невская губа – восточная часть Финского залива // Водные ресурсы. Т. 25. № 2. С. 223–230.
- Турпаева Е.П. 1987. Биологическая модель сообщества обрастания. М.: ИО РАН. 126 с.
- Усанов Б.П. 2006. Международные транспортные коридоры и проблемы экологии // Сб. тез. VI Междунар. экологического форума «День Балтийского моря» 21–23 марта 2006 г. СПб. С. 125–130.
- Усикова Т.В., Клейменова Г.И., Джиноридзе Р.Н. 1967. К вопросу о позднеледниковой истории Балтики в районе Ленинграда // Baltica. № 3. Вильнюс. С. 43–60.
- Филатов Н.Н. 1997. Изменение климата Восточной Фенноскандии и уровня воды крупнейших озер Европы. Петрозаводск. КНЦ РАН. 148 с.
- Филиппьев И.Н. 1929. Нематоды восточного района Финского залива и Невской губы // Исследования реки Невы и ее бассейна. Вып. 5. С. 3–22.
- Финогенова Н.П., Голубков С.М., Панов В.Е., Балушкина Е.В., Панкратова В.Я., Лобашова Т.М., Павлов А.М. 1987. Макробентос // Невская губа: гидробиологические исследования. Л.: Наука. С. 111–121.
- Финогенова Н.П., Слепухина Т.Д., Голубков С.М., Балушкина Е.В., Старобогатов Я.И., Барбашова М.А. 1999а. Состав и количественные показатели донных беспозвоночных // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. С. 189–211.
- Финогенова Н.П., Балушкина Е.В., Голубков С.М. 1999б. Макрозообентос Невской губы в 90-е годы // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. СПб. Тр. ЗИН РАН. Т. 279. С. 253–268.
- Фрумин Г.Т. 1998. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. СПб.: Синтез. 96 с.
- Фрумин Г.Т. 2002. Экологическая химия и экологическая токсикология. СПб.: РГГМУ. 204 с.
- Фрумин Г.Т. 2002. Научные проблемы экологического мониторинга водных объектов // Тез. докл. науч. конф. по результатам исследований в области гидрометеорологии и мониторинга загрязнения природной среды в государствах-участниках СНГ, посвящ. 10-летию образования Международного совета по гидрометеорологии. СПб. 23–26 апреля 2002 г. Секция 5. Мониторинг загрязнения окружающей природной среды. СПб.: Гидрометеозидат. С. 88–90.
- Фрумин Г.Т., Скакальский Б.Г., Драбкова В.Г. 1995. Состояние и загрязнение поверхностных вод // Состояние окружающей среды северо-западного и северного регионов России. СПб.: Наука. С. 86–91.
- Фрумин Г.Т., Баркан Л.В. 1997. Комплексная оценка загрязненности вод Ладожского озера по гидрохимическим показателям // Водные ресурсы. Т. 24. № 3. С. 315–319.

- Фрумин Г.Т., Жаворонкова Е.И. 2003. Токсичность и риск воздействия металлов на гидробионтов // Экологическая химия. Т. 12. Вып. 2. С. 93–96.
- Фрумин Г.Т., Леонова М.В. 2002. Антропогенная нагрузка на Невскую губу со стоком реки Невы // Водные объекты Санкт-Петербурга. СПб.: Символ. С. 275–281.
- Фрумин Г.Т., Леонова М.В. 2002. Качество вод Невской губы по гидрохимическим показателям // Водные объекты Санкт-Петербурга. СПб.: Символ. С. 281–286.
- Фрумин Г.Т., Леонова М.В. 2004. Природная и антропогенная составляющие поступления общего фосфора в Невскую губу со стоком р. Невы // Экологическая химия. Т. 13. Вып. 1. С. 29–34.
- Фрумин Г.Т., Басова С.Л. 2007. Новый подход к оценке состояния водных объектов // Экологическая химия. Т. 16. Вып. 1. С. 1–8.
- Фурман Э., Дальстрем Х., Хамари Р. 1998. Балтийское море — природа и человек. Хельсинки: OTAVA. 160 с.
- Хлебович В.В. 1974. Критическая соленость биологических процессов. Л.: Наука. 235с.
- Хлебович В.В. 1986. К биологической типологии эстуариев Советского Союза // Гидробиологические исследования эстуариев. Л. ЗИН АН СССР. Т. 141. С. 5–16.
- Храбрый В.М. 1983. Птицы Березовых островов // Мат-лы по фауне Выборгского заказника. Л. С. 116–146. (Тр. Зоол. ин-та АН СССР. Т. 123.)
- Храбрый В.М. 1982. Выборгскому заливу нужен заповедник // Охота и охотничье хозяйство, № 6. С. 14–15.
- Храбрый В.М. 1991. Птицы Санкт-Петербурга. Фауна, размещение, охрана. СПб. 275 с. (Тр. Зоол. ин-та АН СССР. Т. 236.)
- Цалолихин С. Я. 1981. Определение веса пресноводных нематод. Эволюция, систематика, морфология и экология свободноживущих нематод. Л. ЗИН АН СССР. С. 80–85.
- Цвелев Н.Н. 2000. Определитель сосудистых растений северо-западной России. СПб. 781 с.
- Цвелев Н.Н. (Ред.). 2000. Красная книга природы Ленинградской области. Т. 2. Растения и грибы. СПб. 672 с.
- Широков Л.В., Ильенкова С.А., Попов А.Н. 1982. Распределение рыб восточной части Финского залива // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Вып. 192. С. 57–69.
- Шишкин Б.А. 1988. Современное состояние экосистемы Невской губы и восточной части Финского залива // Исследование водной экосистемы Ладожское озеро – р. Нева – Невская губа и восточная часть Финского залива. Тр. ГГИ. Вып. 1. Л.: Гидрометеоздат. С. 89–96.
- Шишкин Б.А., Никулина В.Н., Максимов А.А., Силина Н.И. 1989. Основные характеристики биоты вершины Финского залива и ее роль в формировании качества воды. Л.: Гидрометеоздат. 95 с.
- Шляпкин И.В., Тихонов С.В. 2001. Распространение и биологические особенности ротана *Perccottus glenii* Dубowski в водоемах Верхнего Поволжья // Тез. докл. американо-российского симп. по инвазионным видам. Борок. С. 203–204.
- Шпаер И.С. 1997. Режим фосфора в Восточной части Финского залива // Проект «Балтика». Проблемы исследования и математического моделирования экосистемы Балтийского моря. Вып. 5. Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. СПб.: Гидрометеоздат. С. 268–329.
- Шпаер И.С., Берг П.Г., Носкова Э.Г. 1988. Сопоставление гидрохимических данных, полученных различными методами, с помощью разведочного анализа // Режимобразующие факторы, гидрометеорологические и гидрохимические процессы в Балтийском море. Л. С. 146–160.
- Шурин А.Т. 1968. Состояние донной фауны в период с 1900 по 1962 г. в изменяющихся условиях Балтийского моря // Исследования в бассейне Балтийского моря. БалтНИИРХ, Рыбохоз. Сб. 4. С. 61–88.
- Ярвекюль А. 1963. Некоторые вопросы детального исследования донной фауны в прибрежной зоне моря // Известия АН Эст. ССР. Сер. 12, биол. Вып. 3. С. 228–230.

- Ярвекюльг А. 1964. Зообентос вод западного побережья Эстонской ССР как кормовая база для промысловых рыб // Ежегод. об-ва естествоисп. при АН Эст. ССР. Вып. 38. С. 175–196.
- Ярвекюльг А. 1968. Некоторые закономерности распределения зообентоса в восточной части Балтийского моря // Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря. Рига: Звайгзне. Вып. 4. С. 89–108.
- Ярвекюльг А. 1970. Общая характеристика и вопросы распределения зообентоса в южной части Рижского залива // Рыбохоз. исследования в бассейне Балтийского моря. БалтНИИРХ. Сб. 6. С. 196.
- Ярвекюльг А.А. 1979. Донная фауна восточной части Балтийского моря. Таллин: Валгус. 382 с.
- Яржинский Ф.Ф. 1870. О фауне ракообразных Онежского озера // Тр. СПб. об-ва естествоисп. № 1. С. 61–63.
- Afanasyeva, G.A., Noskov, G.A., Rymkevich, T.A. and Smirnov, Ye.N. 2001. Bird migration in the north of the Neva Bay of the Gulf of Finland in the spring of 1999 // Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Populations in Russia», (Third issue). St.-Petersburg. P. 92–102.
- Alekseev V., Malavin S. 2007. Two new species in zooplankton (*Matacyclops minutus*: Cyclopidae: Copepoda) and *Corophium curvispinum* (*Corophium curvispinum*: Corophiidae: Amphipoda) of the Gulf of Finland, Baltic Sea // Book of Abstracts, ECSA 42, Svetlogorsk, Kaliningrad. 11–22 September, 2007. P. 7–8.
- Alimov A.F., Nikulina V.N., Panov V.E., Telesh I.V., Finogenova N.P. 1994. Hydrobiological investigations in the ecosystem of the Neva Bay // Proc. 18-th Conf. Baltic Oceanographers, 1. Leningrad. P. 42–49.
- Anagnostidis K., Economou-Amilli A., Tafas T. 1988. *Aphanizomenon* sp. from Lake Troichonis, Hellas, Greece — a taxonomic consideration in relation to morphological and ecological parameters // Arch. Hydrobiol. Suppl. 80. H. 1 (Algological Studies 50–53). P. 529–543.
- Andersin A-B., Lassig J., Parkkonen L., Sandler H. 1978. The decline of macrofauna in the deeper parts of the Baltic proper and the Gulf of Finland // Kieler Meeresforschungen. Vol. 4. P. 23–52.
- Ankar S., Elmgren R. 1976. The bentic macro- and meiofauna of the Asko Landsort area. Astratified random sampling survey Contribution from the Asko Laboratori? Univ. of Stocholm. Sweden. P. 11–115.
- Anonym 2004. Integrated Pest Management Guidance, September 1, 2004, U.S. Department of interior, U.S. Fish and Wildlife Service. 24 p.
- Anonym 2007. CSIRO Pest Animal Survey, May 2007. at www.dpi.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0008/138734/Pest-animal-survey-summary-recommendations.pdf
- Antsulevich A.E., Välipakka P. 2000. *Cercopagis pengoi* — new important food object of the Baltic herring in the Gulf of Finland. Internat. Review Hydrobiol. Vol. 85. No. 5–6. P. 609–619.
- Antsulevich A.E., Välipakka P., Vaittinen J. 2003. How are the zebra mussels doing in the Gulf of Finland // Proc. Eston. Acad. Sci. Biol. Ecol. Vol. 52. No. 3. P. 268–283.
- Arakelova E. S. 2001. The evaluation of individual production and scope for growth in aquatic sow bugs (*Asellus aquaticus*) // Aquatic Ecology Vol. 35. P. 31–42.
- Atkinson L.P., G.-A. Paffenhöfer, W.M. Dunstan. 1978. The chemical and biological effect of gulf stream intrusion off St. Augustine, Florida // Bulletin of Marine Science Vol. 28. P. 667–679.
- Avinski, V.A. 1997. *Cercopagis pengoi* — a new species in the eastern Gulf of Finland ecosystem / / Proceedings of the Final Seminar of the Gulf of Finland. Year 1996. March 17–18. 1997. Helsinki. Ed. J. Sarkkula. Suomen ymp. mon. Vol. 105. P. 247–256.
- Balushkina E.V. 1997. New Integrated Index for water quality evaluation based on structural characteristics of zoobenthos // Proceedings of the Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996.

- Helsinki. P. 177–202.
- Balushkina E.V. 1998. Assessment of water quality and state of the system Ladoga Lake – Neva river – Neva Bay eastern Gulf of Finland based on structural features of macrozoobenthos // Zoological sessions annual reports 1997. St.-Petersburg. P. 35–42.
- Balushkina E.V. 2002. The importance of structural characteristics of benthic animals in the evaluation of river and estuary ecosystems // Zoological sessions annual reports 2002. St.-Petersburg. P. 13–20.
- Balushkina E.V., N. P. Finogenova. 2003. Changes in benthic community structure and assessment of state and quality of waters of ecosystems of the Neva Bay and the Gulf of Finland in 1994–2001 // Proceed. of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Vol. 52. No. 4. P. 365–377.
- Bartha Z. 1974. The occurrence of *Aphanizomenon issatschenkoi* (Ussaczew) Proschkina-Lavrenko in Lake Balaton // Annal. Biol. Tihany. Vol. 41. P. 127–131.
- Basova S., Lange E. 1998. Trends in late summer phytoplankton in the Neva Bay and eastern Gulf of Finland during 1978 to 1990 // Memo. Soc. Fauna Flora Fenn. Vol. 74. P. 1–14.
- Bastrop R., Röhner M., Jürss, K. 1995. Are there two species of the polychaete genus *Marenzelleria* in Europe? // Mar. Biol. Vol. 121. P. 509–516.
- Bäck S., Lehvo A., Blomster J. 2000. Mass occurrence of the unattached *Enteromorpha interstitialis* on the Finnish Baltic coast // Ann. Bot. Fenn. Vol. 37. P. 155–161.
- Bäck S., Anokhina L., Dernjatin M. 2001. Massive occurrences of *Cladophora glomerata* in the Gulf of Finland, Baltic Sea // Abstract Volume Baltic Sea Science Congress 2001. Stockholm. P. 61.
- Back S., Orlova M., Anokhina L., Panov V., Telesh I., Ignatieva N., Dernjatin M. 2001. Finnish–Russian Co-operative Research on Littoral Ecology in the Neva Estuary. Finnish Environmental Institute. Helsinki. Finland. Technical report. 15 p.
- Berezina N.A. 2007. Invasions of alien amphipods (Crustacea: Amphipoda) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences // Hydrobiologia. Vol. 590. P. 15–29.
- Berezina N.A. 2007. Expansion of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 to the Neva Estuary (easternmost Baltic Sea) // Oceanologia Vol. 49. No. 1. P. 129–135
- Berezina N.A. 2007f. Changes in aquatic ecosystems of the north-western Russia after introduction of Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* // Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats. Ed. F. Gerardi. Springer. P. 479–493.
- Berezina N.A. 2007b. Food spectra and consumption rates of four amphipod species from the North-West of Russia. Fundamental and Applied Limnology // Archiv fur Hydrobiologie. Vol. 168. No. 4. P. 317–326.
- Berezina N. 2007c. Changes in aquatic ecosystems of the north-western Russia after introduction of Baikalian amphipod *Gmelinoides fasciatus* // Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats. Ed. F. Gerardi. Springer. P. 479–493.
- Berezina N. A., Panov V. E. 2003. Establishment of new gammarid species in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea) and their effects on littoral communities // Proceedings of Estonian Academy Sciences. Biology. Ecology. Vol. 52 (S3) P. 284–304.
- Berezina N.A., Orlova M.I., Telesh I.V., Krylov P.I. 2005. Pathways of recent crustacean invasions into the eastern Gulf of Finland and necessity of using molecular methods for case studies // Exploring diversity of Baltic Sea biota: new tools, results and implications. Abstracts of the International Workshop, Tvärminne Zoological Station, 22–24 April 2005. University of Helsinki. P. 51.
- Berezina N.A., Golubkov S.M., Gubelit J.I. 2005. Grazing effects of alien amphipods on macroalgae in the littoral zone of the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea) // Oceanological and Hydrobiological studies. Vol. 34 (S1). P. 63–82.
- Berg D.J., Garton D.W. 1994. Genetic differentiation in North American and European populations

- of Bythotrephes // *Limnol. Oceanogr.* Vol. 39. P. 1503–1516.
- Berglund J., Mattila J., Ronnberg O., Heikkilä J., Bonsdorff E. 2003. Seasonal and inter-annual variation in occurrence and biomass of rooted macrophytes and drift algae in shallow bays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56. P. 1167–1175.
- Bergmann, G. and Donner, K.O. 1964. An analysis of the Common Scoter and Long-tailed Duck in southern Finland // *Acta Zool. Fenn.* 105. P. 1–59.
- Bianchi T.S., Engelhaupt E., Westman P., Andren Th., Rolff C., Elmgren R. 2000. Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or human — induced? // *Limnol. Oceanogr.* 2000. Vol. 45. No. 3. P. 716–726.
- Bielasńska-Grajner I. 2001. The psammic rotifer structure in three Lobelian Polish lakes differing in pH // *Hydrobiologia*. Vol. 446–447(1). P. 149–153.
- Bird K. T., Benson P. H. 1987. *Seaweed cultivation for renewable resources*. Elsevier Press. New York. P. 381.
- Blomqvist P., Petersson A., Hyenstrand P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogenfixing cyanobacteria in aquatic systems // *Arch. Hydrobiol.* Vol. 132. No. 2. P. 141–164.
- Blomster J., Bäck S., Fewer D.P., Kiirikki M., Lehvo A., Maggs C.A., Stanhope M.J. 2002. Novel morphology in *Enteromorpha* (Ulvothyceae) forming green tides // *American Journal of Botany*. Vol. 89. P. 1756–1763.
- Bochert R. 1997. *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae): a review of its reproduction // *Aquat. Ecol.* Vol. 31. P. 163–175.
- Bojarinova J.G., Bublichenko J.N. 2001. Spring bird migration on the northern coast of the Gulf of Finland (in the environs of the settlements of Diuny- Solnechnoye) in 1999 // *Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Populations in Russia»* (Third issue). St.-Petersburg. P. 81–91.
- Bokn T.L., Moy F.E., Christie H., Engelbert S., Karez R., Kersting K., Kraufvelin P., Lindblad C., Marba N., Pedersen M.F., Sorensen K. 2002. Are rocky shore ecosystems affected by nutrient-enriched seawater? Some preliminary results from a mesocosm experiment // *Hydrobiologia*, Vol. 484. P. 167–175.
- Bonsdorff E., Blomqvist E.M., Mattila J., Norkko A. 1997. Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, Northern Baltic Sea // *Oceanologica Acta*. Vol. 20. P. 319–329.
- Bubinas A., Viatonis G. 2005. The structure and seasonal dynamics of zoobenthic communities in the northern and central part of Curonian Lagoon // *Acta Zoologica Lituanica*. Vol. 15. No. 4. P. 297–304.
- Bulnheim H.P. 1976. *Gammarus tigrinus*, ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei // *Schriften der Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein*. Vol. 46. P. 79–84.
- Buzun V.A. 1998a. Bird migration over Seskar Island (Gulf of Finland, Baltic Sea) in spring 1997 // *Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Populations in Russia»* (second issue). Moscow. P. 47–69.
- Buzun V.A. 1998b. Autumn migration of birds over the Kurgalsky Reef archipelago (south-eastern Gulf of Finland) in 1997 // *Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Population in Russia»* (second issue). Moscow. P. 108–121.
- Buzun V.A. 2001. The habitat distribution, numbers and breeding success of ducks in the Zagubye Inlet of Lake Ladoga in 1998 // *Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Populations in Russia»* (Third issue). St.-Petersburg. P. 64–71.
- Calow P., Calow L.J. 1975. Cellulase activity and niche separation in freshwater Gastropods // *Nature*. Vol. 255. P. 478–480.
- Carlton J.T. 2001. *Introduced Species in U.S. Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities* // *Pew Oceans Commission*. Arlington VA. USA. 28 p.

- Charophytes of the Baltic Sea. 2003 / Ed. Y. Schubert, I. Blindow // The Baltic Marine Biologists Publication. No. 19. 326 d.
- Chen D., Li X. 2004. Scale-dependent relationship between maximum ice extent in the Baltic Sea and atmospheric circulation // *Global and Planetary Change*. Vol. 41. P. 275–283.
- Chorus I., Wesseler E. 1988. Response of the phytoplankton community to the rapy measures in a highly eutrophic urban lake (Schlachtensee, Berlin) // *Verh. Internat. Vereinig Limnol.* Vol. 23. P. 719–728.
- Њlaudi R., Mackie G.L. 1994. Practical manual for zebra mussel monitoring and control. Lewis publishers. BocaRaton–Ann Arbor–London–Tokyo. 227 p.
- Cloern J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem // *Marine Ecology Progress Series* Vol. 210. P. 223–253.
- Cohen A.N., Harris L.H., Bingham B.L., Carlton J.T., Chapman J.W., Lambert C.C., Lambert G., Ljubenkov J.C., Murray S.N., Rao L.C., Reardon K., E. Schwindt. 2005. Rapid Assessment Survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas // *Biological Invasions* Vol. 7. P. 995–1002.
- Connor D.W., Dalkin M.J., Hill T.O., Holt R.H.F., Sanderson W.G. 1997. Marine Nature Conservation Review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 2. Sublittoral biotopes. Version 97.06. JNCC Report 230. 340 p.
- Cristesku Ę., Witt J., Hebert P., Grigorovich I.A., MacIsaac H.J. 2001. An invasion history for *Cercopagis pengoi* based on mitochondrial gene sequences // *Limnol. Oceanogr.* Vol. 46. P. 224–229.
- Cronberg G., Komárek J. 1994. Planktic Cyanoprokaryotes found in South Swedish lakes during the XIIth International Symposium on Cyanophyte research, 1992 // *Algological Studies* Vol. 75. Stuttgart. P. 323–352.
- Cummins S.P., Roberts D.E., Zimmerman K.D. 2004. Effects of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* on macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary // *Marine Ecology Progress Series* Vol. 266. P. 77–87.
- Dahl I.O. 1960. The oligochaete fauna of 3 Danish brackish water areas (taxonomic and biological observations) // *Meddelelser fra Danmarks fiskeri — og havundersřgelser. Ny Serie. Bind II.* Nr. 26. P. 2–21.
- Davis P.A., Beard S.J., Walsby A.E. 2003. Variation in filament width and gas vesicles of red and green isolates of *Planktothrix* spp. // *Algological studies* 108. *Archiv Hydrobiologie Suppl.* Vol. 146. P. 15–29.
- Denisenko S.G., Denisenko N.V., Lehtonen K.K., Andersin A.-B., Laine A.O. et al. 2003. Macrozoobenthos of the Pechora Sea (SE Barents Sea): community structure and spatial distribution in relation to environmental conditions // *Mar Ecol Prog Ser.* Vol. 258. P. 109–123.
- Desikachary T.V. 1959. Cyanophyta. New Delhi. Madras University. 686 p.
- Dorgelo J. 1991. Growth, food and respiration in the prosobranch snail *Potamopyrgus jenkensi* (E.A. Smith) (Hydrobiidae, Molluska) // *Verh. Internat. Verein. Limnol.* Vol. 24. P. 2947–2953.
- Edler L., Hállfors G., Niemi A. 1984. A preliminary check-list of the phytoplankton of the Baltic Sea // *Acta Bot. Fennica.* No. 128. P. 1–26.
- Edmondson W.T., Lehman J.T. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington // *Limnol. Oceanogr.* Vol. 26. P. 1–29.
- Ellenberg H. 1974. *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas.* Gottingen. Goltze. 97 p.
- Elliot M. 2003. Biological pollution and biological pollutants- an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin.* Vol. 46. P. 275–280.
- Elmgren R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea // *ICES Rapp. Proc. Verb.* No. 183. P. 152–169.
- Elmgren R., Ankar S., Marteleur B., Eidung G. 1986. Adult interference with postlarvae in soft

- sediments: the Pontoporeia-Macoma example // Ecology. Vol. 67. P. 827–836.
- Elton C.S. 1958. The Ecology of Invasions by Animals and Plants. The University of Chicago Press, Chicago, U.S.A. 181 p.
- Eremina T., Lange E. 2003. Estimation of changes in the ecosystem state from observations in the Gulf of Finland // BFU Research Bulletin. No. 6. RSHU. St.-Petersburg. P. 15–19.
- Eremina T., Lange E. 2007. The effect of the Baltic Sea water exchange on the coastal ecosystem of the Gulf of Finland // Baltic Sea Science Congress. Abstract volume. Pt 2. Rostock. March 19–22. P. 20.
- Everett R. A. 1994. Macroalgae in marine soft-sediment communities: effects on benthic faunal assemblages // J. exp. Mar. Biol. Ecol. Vol. 175. P. 253–274.
- Ezhova E., Żmudzinski L., Maciejewska K. 2005. Long-term trends in the macrozoobenthos of the Vistula Lagoon, southeastern Baltic Sea: species composition and biomass distribution // Bulletin of the Sea Fisheries Institute. Vol. 164. No. 1. P. 55–73.
- Frumin G.T., Basova S.L., Kobeleva N.I., Leonova M.V. 2002. Ecological problems of the eastern Gulf of Finland // Symposium «The Changing State of the Gulf of Finland Ecosystem» 28–30 October 2002. Tallinn. P. 10.
- Galtsova V.V., Starobogatov Ya.I., Kulangieva L.V. 1997. Results of Hydrobiological investigations from the BFU cruises in the Eastern Gulf of Finland in 1993–95 // Proc. Baltic Marine Biol. Symp. Tallinn. P. 41–54.
- Gasiūnaitė Z.R. 2000. Coupling of the limnetic and brackish water plankton crustaceans in the Curonian Lagoon (Baltic Sea) // Internat. Rev. Hydrobiol. Vol. 85. P. 653–661.
- Geitler L. 1932. Cyanophyceae // Rabenhorst's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz. Bd 14. Leipzig. Akad. Verlagsges. 1196 p.
- Gollasch S., Leppäkoski (eds.). 1999. Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters. Nord 1999: 8. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. 200 p.
- Golterman H.L. (ed). 1969. Methods for chemical analysis of freshwaters. IBP Handbook No. 8. Oxford and Edinburgh: Blackwell Scientific Publications. 270 p.
- Golubkov S.M., Orlova M.I., Umnova L.P. 2000. The impact the Caspian Sea water level fluctuations on the productivity of the Volga River Estuary // Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci. Vol. 286. P. 49–54.
- Golubkov S.M., Alimov A.F., Telesh I.V., Anokhina L.E., Maximov A.A., Nikulina V.N., Pavel'eva E.B., Panov V.E. 2003f. Functional response of midsummer planktonic and benthic communities in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland) to anthropogenic stress // Oceanologia. Vol. 45. No. 1. P. 53–66.
- Golubkov S.M., Back S., Nikulina V.N., Orlova M.I., Anokhina L.E., Umnova L.P. 2003b. Effect of eutrophication and invasion of *Dreissena polymorpha* in the coastal zone of the eastern Gulf of Finland // Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., Vol. 52. No. 3. P. 218–235.
- Golubkov M.S., Golubkov S.M., Umnova L.P. 2004. Primary production and concentration total phosphorus and chlorophyll «a» in different parts of the Neva Estuary // Proc. Zool. Inst. Russ. Acad. Sci. Vol. 300. St.-Petersburg. P. 91–98.
- Gruszka P. 1999. The River Odra Estuary as a Gateway for alien Species Immigration to the Baltic Sea basin // Acta hydrochimica et hydrobiologica. Vol. 27. P. 374–382.
- Gubelit Y. 2007. Biomass and primary production of *Cladophora glomerata* in the eastern Gulf of Finland // Abstract Volume Baltic Sea Science Congress 2007, Rostock. Part 2. P.83.
- Hagberg J., Tunberg B.G., Wiekling G., Kroncke I., Belgrano A. 2004. Effects of climatic variability on benthic communities // Marine ecosystems and climate variation. Oxford University Press. P. 115–121.
- Håkanson L., Boulion V.V. 2002. The Lake Foodweb — modeling predation and abiotic/biotic interactions. Leiden. Backhuys Publishers. 344 p.
- Hällfors G. 2000. Checklist of Baltic Sea phytoplankton species. Draft version No. 2. <http://jolly.fimr.fi/Virpi/Checklist2.nsf/Main?OpenFrameSet>

- Hällfors G. 2004. Checklist of Baltic Sea phytoplankton species (including some heterotrophic protistan groups // Baltic Sea Environm. Proceed. No. 95. P. 1–210.
- Hällfors G., Kangas P., Lappalainen 1975. A. Littoral benthos of the northern Baltic Sea. III. Macrobenthos of the hydrolittoral belt of filamentous algae on rocky shores in Tvärminne // Int. Revue ges. Hydrobiol. Vol. 60. No. 3. P. 313–334.
- Hamilton D.P., Mitchell S.F. 1996. An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes // Hydrobiologia. Vol. 317 P. 209–220.
- Hamilton D.P., Mitchell S.F. 1997. Wave-induced shear stresses, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes // Freshwater Biology Vol. 38. P. 159–168.
- Hänninen J., Vuorinen I., Hjelt P. 2000. Climatic factors in the Atlantic control the oceanographic and ecological changes in the Baltic Sea // Limnol. Oceanogr. Vol. 45. No. 3. P. 703–710.
- Hansen P.S., Philips E.J., Aldridge F.J. 1997. The effects of sediment resuspension on phosphorus available for algal growth in a shallow subtropical lake, Lake Okeechobee // Jour. of Lake and Reservoir Management Vol. 13. P. 154–159.
- Harris R.P., Wiebe P.H., Lenz J., Skjoldal H.R., Huntley M. (eds). 2000. ICES Zooplankton Methodology Manual. Academic Press. 684 p.
- Hašler P., Pouličkova A., Varekova Š. 2003. Comparative studies on two strains of the genus *Planktothrix* (Cyanophyta, Cyanoprokaryota) // Algological studies 108. Archiv Hydrobiologie Suppl. 146. P. 31–43.
- Hawkins P.R., Runnegar M.T.S., Jackson A.R.B., Falconer I.R. 1985. Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* isolated from a domestic water supply reservoir // Appl. Envir. Microbiol. Vol. 50. P. 1292–1295.
- Häyrén E. 1940. Ueber die Meeresalgen der Insel Hogland im Finnischen Meerbusen // Acta Phytogeographica Suecica. Bd 13. P. 50–62.
- Heerkloss R., Telesh I.V., Postel L. 2005. Atlas of Zooplankton of the Coastal and Open Area of the Baltic Sea // Abstr. Baltic Sea Science Congress BSSC-2005, Sopot, Poland. P. 246–247.
- HELCOM. 1986. Water balance of the Baltic Sea // Baltic Sea Environm Vol. 16. P. 1–174.
- HELCOM. 1996. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989–93; Background document // Baltic Sea Environ Proc. Vol. 64 B. P. 135.
- HELCOM. 1998. The third Baltic Sea pollution load compilation // Baltic Sea Environ. Proc. Vol. 70. P. 133.
- Hengeveld R. 1989. Dynamics of biological invasions. London. Chapman and Hall. 176 p.
- Herlin N. 1945. Algologische Studien in Meerbusen von Wyborg // Mem. Soc. Fauna Fl. Fenn. Vol. 20. P. 151–153.
- Hernroth L., Ackefors H. 1979. The zooplankton of the Baltic proper. A long-term investigation of the fauna, its biology and ecology // Report to the Institute of Marine Research. 260 p.
- Hewitt C.L., Huxel G.R. 2002. Invasion success and community resistance in single and multiply species invasion models: do the model support the conclusion? // Biological Invasions. Vol. 4. P. 263–271.
- Hill D.J. 1969. *Aphanizomenon elenkinii* Kissel. in Minnesota lakes // J. Minnesota Acad. Sci. Vol. 36. P. 55–57.
- Hindák F. 1985. Three planktic species of the genus *Lyngbya* Ag. (Cyanophyta) // Biológia (Bratislava). Vol. 40. No. 9. P. 937–948.
- Hindák F. 1988. Planktic species of two related genera *Cylindrospermopsis* and *Anabaenopsis* from Western Slovakia // Arch. Hydrobiol. Suppl. 80. H. 1–4 (Algological Studies. No. 50–53). Stuttgart. P. 283–302.
- Hindák F. 1992. Several interesting planktic cyanophytes // Algological Studies. No. 66. Stuttgart. P. 1–15.
- Hindák F., Moustaka M. 1988. Planktic cyanophytes of Lake Volvi, Greece // Arch. Hydrobiol. Suppl.

80. H. 1–4 (Algological Studies. No. 50–53). P. 497–529.
- Hurrell J.W. 2003. Climate Variability: North Atlantic and Arctic Oscillation // *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Academic Press. P. 439–445.
- Hurrell J.W., Dickson R.R. 2004. Climate variability over the North Atlantic // *Marine Ecosystems and Climate Variation — the North Atlantic*. Oxford University Press. P. 15–31.
- Hurrell J.W., Kushnir Y., Visbeck M., Ottersen G. 2003. An Overview of the North Atlantic Oscillation // *The North Atlantic Oscillation: Climate Significance and Environmental Impact*. Geophysical Monograph Series. Vol. 134. P. 1–35.
- Hynes H.B.N. 1955. Distribution of some freshwater Amphipoda in Britain // *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. Vol. 12. P. 620–628.
- ICAIS'15. 2007. 15th international conference on aquatic invasive species, September 23–27, 2007, Nijmegen, The Netherlands. Book of Abstracts. 250 p.
- Jansson K. 1994. Alien species in the marine environment // *Introductions to the Baltic Sea and Swedish West Coast*. Solna. Swedish Environmental Protection Agency. 68 p.
- Jazdzewski K. 1980. Range extensions of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity // *Crustaceana* Vol. 6. P. 84–107.
- Jazdzewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2002. Four Ponto-Caspian and one American gammarid species (Crustacea: Amphipoda) recently invading Polish waters // *Contributions to Zoology*. Vol. 71. No. 4. P. 115–122.
- Jazdzewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2005. Native alien malacostracan Crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century // *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 34. No. 1. P. 175–193.
- Jevrejeva, S. 2002. Association between the ice conditions in the Baltic Sea and the North Atlantic Oscillation // *Nord. Hydrol.* Vol. 33. P. 319–330.
- Jevrejeva S., Moore J.C., Grinsted A. 2003. Influence of the Arctic Oscillation and El Niño-Southern Oscillation (ENSO) on ice conditions in the Baltic Sea: The wavelet approach // *J. Geophys. Res.* 108(D21). 4677. doi:10.1029/2003JD003417.
- Jurwa R. 1924. Meritieteellinen kavätretkiunta.1923 // *Merentutkimuslait.* julk. No. 27. P. 1–28.
- Kapustina L.L. 1993. Peculiarities of bacterioplankton distribution in lake Ladoga in summer in 1991–93 // M. Vuljanen, V. Drabkova, N. Filatov (eds). Report on Lake Ladoga research in 1991–1993. University of Joensuu. Publications of Karelian Institute. No. 111. P. 104–109.
- Karatayev A.Y., Burlakova L.E., Padilla D.K. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe // *J. Shellfish. Res.* Vol. 16. P. 187–203.
- Karatayev A.Y., Padilla D.K., Minchin D., Boltovskoy D., Burlakova L.E. 2006. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves // *Biol. Invasions* (2006). DOI 10.1007/s10530-006-9013-9.
- Karlson K., Rosenberg R., Bondsdorff E. 2002. Nemporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on bentic fauna in Scandinavian and Baltic waters // *Oceanography and marine Biology an Annual review*. Vol. 40. P. 427–489.
- Kauppi P., Hallfors G., Kamgas P. et al. 1995. Late summer phytoplankton species composition and biomass in the eastern Gulf of Finland // *Ophelia*. Vol. 42. No. 2. P. 179–191.
- Kauppi P., Lepisto L. 2001. Changes in phytoplankton // *The state of Finnish coastal waters in the 1990s*. The Finnish Environment. Vol. 472. P. 61–70.
- Kauppi P., Back S. 2001. (Eds.) *The state of Finnish coastal waters in the 1990s*. // Report of The Finnish Environment institute. Helsinki. 134 p.
- Kolar C.S., Lodge D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders // *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 16. P. 199–204.
- Kolar C.S., Lodge D.M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America // *Science*. Vol. 298. P. 1233–1236.

- Komárek J. 1958. Die taxonomische Revision der planktischen Blaualgen der Tschechoslowakei // Komárek J., Ettl H. (eds.) *Algologische Studien*. Praha: Naklad. ČSAV. S. 10–206.
- Komárek J., Kling H. 2003. Filamentous Cyanobacteria // Wehr J.D., Sheath R.G. (eds.) *Freshwater algae of North America*. Elsevier Science (USA). P. 117–196.
- Koslowsky G., Glaser R. 1999. Variations in reconstructed ice winter severity in the western Baltic from 1501 to 1995, and their implications for the North Atlantic Oscillation // *Climate Change*. Vol. 41. P. 175–191.
- Kotta J., Kotta I. 1998. Distribution and invasion ecology of *Marezzelleria viridis* in the Estonian coastal waters // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* Vol. 47. No. 3. P. 212–220.
- Kotta J., Herkul K., Kotta I., Orav-Kotta H. 2006. Invasion history and distribution of the key benthic alien invertebrate species in the Estonian coastal sea // *Alien invasive species in the north-eastern Baltic Sea: population dynamics and ecological impacts*. Est. Mar. Inst. Reperts ser. 14. Tallinn. P. 12–17.
- Kovaltchouk N.A. 1996. Distribution and species composition of benthic macroalgae community in the littoral zone at the Orłowo Cliff (the Gulf of Gdansk, Baltic Sea // Styczynska-Jurewicz (ed.) *Estuarine ecosystems and species*. Proceeding of the 2-nd International Estuary Symposium held in Gdansk, October 18–22, 1993. Crangon. No. 1. P. 143–149.
- Kovalchuk N. 2007. Macroalgae of water area of the Gulf of Finland related to regional complex sanctuary «Gladyshevsky» (Vammesuuajoki) // 4th International conference «Research and Conservation of Biological diversity in Baltic Region». Book of abstracts. Daugavpils, 25–27 April, 2007. P. 141.
- Kube J., Zettler M.L., Gosselek F., Ossig S., Powilleit M. 1996. Distribution of *Marezzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in the southwestern Baltic Sea in 1993/94 — ten years after introduction // *Sarsia*. Vol. 81. P. 131–142.
- Kudersky L.A. 1997. Changes of the fish crop in the eastern part of the gulf of Finland as a result of natural and man-induced factors' impact // *Proceedings of the Final Seminar of the Gulf of Finland Jear 1996*. Helsinki. P. 261–277.
- Èukk H. 1988. Long-term changes in the bottom vegetation of Hogland (Suursaari) Island coastal waters // *Ččâ. ŘÍ ÝÑÑÐ. Äçîë. Ñ. 37. ą 3. C. 242–244*.
- Kukk H. 1995. Bottom vegetation of the coastal waters of the islands of the Gulf of Finland // *Yearbook of the Estonian Naturalists Society*. Vol. 76. P. 7–16.
- Kukk H., Viitasalo I. 1997. Monitoring of sea water quality in the Tallinn and Helsinki areas, Gulf of Finland, using macroalgae as biological indicators // *Proceedings of the 13th Baltic Marine Biologists Symposium*. Jurmala. Latvia, Aug. 31 – Sept. 4, 1993. Institute of Aquatic Ecology, University of Latvia. P. 113–116.
- Laine A.O., Sandler H., Andersin A.-B., Stigzelius J. 1997. Long-term changes of macrozoobenthos in the Eastern Gothland Basin and Gulf of Finland (Baltic Sea) in relation to the hydrological regime. *Journal of Sea Research*. Vol. 38. P. 135–159.
- Laine A.O., Mattila J., Lehikoinen A. 2006. First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* in the northern Baltic Sea // *Aquatic Invasions* Vol. 1. No. 1. P. 38–41.
- Laine A.O., Andersin A.-B., Leiniö S., Zuur A.F. 2007. Stratification-induced hypoxia as structuring factor of macrozoobenthos in the open Gulf of Finland (Baltic Sea) // *Jour. of Sea Research*. Vol. 57. P. 65–77.
- Lakowitz K. 1907. Die Algenflora der Danziger Bucht. // *Ein Beitrag zur Kenntnis der Ostseeflora*. Danzig. P. 1–133.
- Lauringson V., Kotta J. 2006. Influence of the thin drift algal mats on the distribution of macrozoobenthos in Koiguste Bay, NE Baltic Sea // *Hydrobiologia*. Vol. 554. P. 97–105.
- Lavery P.S., McComb A.J. 1991. Macroalgal-sediment nutrient interactions and their importance to

- macroalgal nutrition in a eutrophic estuary // *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Vol. 32. P. 281–295.
- Leito A.A. 1999. Status of the Dark-bellied Brent Goose *Branta b. bernicla* in the Baltic states // International Scientific Workshop Towards European Management of the Dark-bellied Brent Goose *Branta. bernicla* as a Game Species. Paris. P. 26–30.
- Lehtoranta J., Heiskanen A.-S., Pitkänen H. 2004. Particulate N and P characterizing the fate of nutrients along the estuarine gradient of the River Neva (Baltic Sea) // *Estuarine coastal and shelf science* Vol. 61. P. 275–287.
- Lehvo A., Bäck S. 2000. Notes on the phytobenthos, northeastern Gulf of Finland // *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* Vol. 76. P. 7–13.
- Lehvo A., Bäck S. 2001. Survey of macroalgal mats in the Gulf of Finland, Baltic Sea // *Aquatic conservation-marine and freshwater ecosystems*. Vol. 11. P. 11–18.
- Leppäkoski E., Olenin S., Gollasch S. (eds.). 2002. *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. Boston. London. 583 p.
- Levine J.M., d'Antonio C.M. 1999. Elton revisited a review of evidence linking diversity and invisibility // *Oikos*. Vol. 87. No. 1. P. 15–26.
- Litvinchuk L.F., Telesh I.V. 2006. Distribution, population structure, and ecosystem effects of the invader *Cercopagis pengoi* (Polyphemoidea, Cladocera) in the Gulf of Finland and the open Baltic Sea // *Oceanologia*. Vol. 48(S). P. 243–257.
- Lodge D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology // *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 8. P. 133–136.
- Lund-Hansen L.C., Vang T. 2004. An inflow and intrusion event in the Little Belt at the North Sea – Baltic Sea transition and a related sub-surface bloom of *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* // *Estuarine Coastal and Shelf Science* Vol. 59. P. 265–276.
- Luther A. 1933. Kiinalainen villasaksirapu // *Ylipainos Metsästy ja Kalastus*. No. 12. P. 1–4.
- Madon S.P., Schneider D.W., Stoeckel J.A., Sparks R.E. 1998. Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implications for growth in turbid rivers // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 55. P. 401–413.
- MARLIN. 2004. Assessing the sensitivity of seabed biotopes to human activities and natural events. The Marine Life Information Network for Britain and Ireland. <http://www.marlin.ac.uk/> (site visited 2004-01-14).
- Marchetti M.P., Moyle P.B., Levine R. 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California // *Freshwater Biology* Vol. 49. P. 646–661.
- Martin G., Torn K., Kotta J., Orav-Kotta H. 2003. Estonian marine phytobenthos monitoring programme: preliminary results and future perspectives // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* Vol. 52. P. 112–124.
- Mastitsky S.E., Makarevich O.A. 2007. Distribution and abundance of Ponto-Caspian amphipods in the Belarusian section of the Dnieper River // *Aquatic Invasions*. Vol. 2. No. 1. P. 39–44.
- Matthäus W., Schinke H. 1999. The influence of river runoff on deep water conditions of the Baltic Sea // *Hydrobiologia* Vol. 393. P. 1–10.
- Matthäus W., Nausch G. 2003. Hydrographic–hydrochemical variability in the Baltic Sea during the 1990s in relation to changes during the 20th century // *ICES Marine Science Symposia*. Vol. 219. P. 132–143.
- Maximov A.A. 2003. Changes of bottom macrofauna in the eastern Gulf of Finland in 1985–2002 // *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* Vol. 52. No. 4. P. 378–393.
- May G., Gelembiuk G., Panov V.E., Orlova M., Lee C. 2006. Molecular ecology of zebra mussel invasions // *Molecular Ecology* Vol. 15. P. 1021–1031.
- McMahon R.F. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r

- selection versus resistance // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 59. P. 1235–1244.
- Mela A.I. 1882. Suomen luurankoiset, eli Luonnontieteellisen Suomen Lluurankois-Elaimisto. Hekingiss a Kirjoitti. 426 p.
- Mela A.I., Kivirikko K.E. 1909. Suomen Luurankoiset. Vertebrata Fennica. Porvoossa. 532 p.
- MERI. 2005. State of the Gulf of Finland in 2003 year // MERI publications. FIMR. No. 53. P. 25.
- MERI. 2006. State of the Gulf of Finland in 2004 year // MERI publications. FIMR. No. 55b. P. 28.
- Molica R., Onodera H., Garcia C., Rivas M., Andrinolo D., Nascimento S., Meguro H., Oshima Y., Azevedo S., Lagos N. 2002. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue // Phycologia. Vol. 41. No. 6. P. 606–611.
- Molloy D.P., Karatayev A. Y., Burlakova L.E., Kurandina D.P., Laruelle F. 1997. Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites and ecological competitors // Reviews in Fisheries Science. Vol. 5. P. 27–97.
- Neuhaus E. 1933. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer // I. Untersuchungen über die allgemeinen hydrographischen und biologischen Verhältnisse. Z. Fischerei S. Vol. 31. P. 427–489.
- Nielsen R., Kristiansen A., Mathiesen L., Mathiesen H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area // Acta Botanica Fennica. Vol. 155. 51 p.
- Nikulina V.N. 2003. Seasonal dynamics of phytoplankton in the Neva Estuary in the 1980s and 1990s // Oceanologia. Vol. 45. No. 1. P. 25–39.
- Nilsson P.G., Levinton J.S., Kurdziel J.P. 2000. Migration of a marine oligochaete: induction of dispersal and microhabitat choice // Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 207. P. 89–96.
- Nilsson P., Jansson M. 2002. Hydrodynamic control of nitrogen and phosphorus turnover in an eutroficated estuary in the Baltic // Water Research. Vol. 36. P. 4616–4626.
- Norkko A., Bonsdorff E., Bostrom C. 1993. Observation of the polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) on a shallow sandy bottom on the south coast of Finland // Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica. Vol. 69. P. 112–113.
- Norkko A., Bonsdorff E. 1996. Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae // Marine Ecology Progress Series. Vol. 131. P. 143–157.
- Noskov G.A. 1997. Migrations of waterfowl and shorebirds in the North-West Region of Russia and the tasks of their study // Proceedings of the First Seminar on the Topic «Study of the State and Trends of Migratory Bird Populations in Russia», Moscow – St.-Petersburg. P. 12–20.
- Noskov G.A. 1997. Migrations of waterfowl and shorebirds in the North-West Region of Russia and the tasks of their study // Proceedings of the First Seminar on the Topic «Study of the State and Trends of Migratory Bird Populations in Russia», Moscow – St.-Petersburg. P. 12–20.
- Noskov G.A. 2002. The main results of bird migration studies in the North-West Region of Russia // Proceedings of the Programme «Study of the Status and Trends of Migratory Bird Populations in Russia» (Fourth issue). St.-Petersburg. P. 62–78.
- Ojaveer Í. 2006. The round goby *Neogobius melanostomus* is colonising the NE Baltic Sea // Aquatic Invasions. Vol. 1. P. 44–45.
- Olenin S. 2005. Invasive aquatic species in the Baltic States. Klaipeda university coastal research and planning institute. Klaipeda. 42 p.
- Olenin S., Daunis D. 2004. Coastal typology based on benthic biotope and community data: The Lithuanian case study // G. Schernewski, M. Wielgat (eds.). Baltic Sea Typology. Coastline Reports 4. P. 65–83.
- Omstedt A., Chen D. 2001. Influence of atmospheric circulation on the maximum ice extent in the Baltic Sea // J. Geophys. Res. Vol. 106. P. 4493–4500.

- Orlova M.I., Anokhina L.E., Panov V.E., Nekrasov A.V., Klimentenok S.N. 1999a. Preliminary environmental state assessment for littoral zone in Resort District of St. Petersburg // Balt. Float. Univ. Res. Bull. Vol. 3. P. 37–42.
- Orlova M., Golubkov S., Kalinina L., Ignatieva N. 2004. *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea): Is it a biofilter or source for pollution? // Marine Pollution Bulletin. Vol. 49. P. 196–205
- Orlova M.I., Panov V.E. 2004. Establishment of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas), in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea): distribution, population structure and possible impact on local unionid bivalves // Hydrobiologia Vol. 514. P. 207–217.
- Orlova M.I., Therriault T.W., Antonov P.I., Shcherbina G.Kh. 2005. Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts // Aquatic Ecology. Vol. 39. P. 401–418.
- Orlova M.I., Telesh I.V., Berezina N.A., Antsulevich A.E., Maximov A.A., Litvinchuk L.F. 2006. Effects of nonindigenous species on diversity and community functioning in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea) // Helgoland Marine Research. Vol. 2. P. 98–105.
- Ottersen G., Planque B., Belgrano A., Post E., Reid P.C., Stenseth N.C. 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation // Oecologia. Vol. 128. P. 1–14.
- Paalme T., Kukk H., Kotta J., Orav H. 2002. «In vitro» and «in situ» decomposition of nuisance macroalgal *Cladophora glomerata* and *Pilayella littoralis* // Hydrobiologia Vol. 475/479. P. 469–476.
- Pankow H. 1976. Algenflora der Ostsee II. Plankton. Stuttgart. Fischer-Verlag. 493 p.
- Pankova E.S., Berezina N.A. 2007. Predation rate and size selectivity of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* preying upon native isopod *Asellus aquaticus* // Acta Zoologica Lituania. Vol. 17. No. 2. P. 144–150.
- Panov V.E. 2006. First record of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853 (Crustacea: Brachyura: Varunidae) from Lake Ladoga, Russia // Aquatic Invasions. Vol. 1. No. 1. P. 28–31.
- Panov V.E., Krylov P.I., Telesh V.I. 1999. The St. Petersburg harbour profile // Gollash S., Leppakoski E. (eds.). Initial Risk Assessment of Alien Species in Nordic Coastal Waters. Nord: 8. Copenhagen. P. 225–245.
- Panov V.E., Alimov A.F., Golubkov S.M., Orlova M.I., Telesh I.V. 2002. Environmental problems and challenges for the coastal zone management in the Neva estuary (eastern Gulf of Finland) / / Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. CEEDES-Series. Springer Publ. Berlin. P. 171–184.
- Peckol P., Rivers J.S. 1996. Contribution by macroalgal mats to primary production of a shallow embayment under high and low nitrogen-loading rates // Estuarine, Coastal and Shelf Science Vol. 43. P. 311–325.
- Pienimäki M., Helavuori M., Leppäkoski E. 2004. First findings of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 along the Finnish coast // Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica. Vol. 80. P. 17–19.
- Pitkänen H. 1991. Nutrient dynamics and conditions in the eastern Gulf of Finland: the regulatory role of the Neva estuary // Aqua Fennica. Vol. 21. No. 2. P. 105–115.
- Pitkänen H. 1994. Eutrophication of the Finnish coastal waters: Origin, fate and effects of riverine nutrient fluxes // National Board of Waters and the Environment. Helsinki. Finland. 45 p.
- Pitkänen H., Välipakka P. 1997. Extensive deep water oxygen deficit and benthic phosphorus release in the eastern Gulf of Finland in late summer 1996 // Proc. Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996. Helsinki. P. 51–59.
- Pitkänen H., Lehtoranta J., Räike A. 2001. Internal nutrient fluxes counteract decreases in external load: the case of estuarial eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. Ambio. Vol. 30. P. 195–201.

- Pitkänen H., J. Lehtoranta, H. Peltonen, A. Laine, J. Kotta, I. Kotta, P. Maskalenko, A. Mäkinen, P. Kangas, M. Perttilä, M. Kiirikki. 2003. Benthic release of phosphorus and its relation to environmental conditions in the estuarial Gulf of Finland, Baltic Sea, in the early 2000s // Proc. Est. Acad. Sci. Biology, Ecology. Vol. 52. No. 3. P. 173–192.
- Pitkänen H., P. Tallberg (eds.). 2007. Searching efficient protection strategies for the eutrophied Gulf of Finland: the integrated use of experimental and modelling tools (SEGUE) // Finnish Environment Vol. 15. P. 5–90.
- Pliński M., Józwiak T. 1996. Dynamics of heterocystous cyanobacteria in the brackish water // Harmful and Toxic Algal Blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. P. 549–551.
- Putkonen T.A. 1936. Havaintoja lintujen kevat-muutosta kyrapaanjärven v. // Omis fenn. 13 (2). P. 70–79.
- Putkonen T.A. 1940. Valkoposki-hanhen, *Branta leucopsis* (Bechst.), kevatmuutosta Viipurinseudulla // Omis Fenn. 17 (1). P. 14–16.
- Putkonen T.A. 1942. Kevatmuutosta Viipurinlahdella // Omis Fenn. 19 (2). P. 33–44.
- Porter K.G., Feig Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. Vol. 25. P. 943–948.
- Pynnönen, A. 1941. Über den Zug der Trauerente *Oidemia melanitta nigra* im Innern Finlands. Omis Fenn. 18 (1). P. 33–44.
- Raffaelli D.G., Raven J.A., Poole L.J. 1998. Ecological impact of green macroalgal blooms // Oceanography and Marine Biology: an annual review. Vol. 36. P. 97–125.
- Railkin A.I. 2004. Marina biofouling colonization processes and defenses // CRC Press. Boca Raton. London. New York. Washington D.C. 303 p.
- Radziejewska T., Chabior M. 2004. Climatic and hydrological controls over the zoobenthos in a southern Baltic coastal lagoon // Hydrobiologia. Vol. 514. P. 171–181.
- Radziejewska T., Gruszka P., Rokicka-Praxmayer J. 2006. A home away from home: a meiobenthic assemblage in a ship's ballast water tank sediment // Oceanologia. Vol. 48 (S). P. 259–265.
- Reddy K.R., Fisher M.M., Ivanoff D. 1996. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake // Jour. of Environmental Quality Vol. 25. P. 271–363.
- Reid F.D., Orlova M.I. 2002. Geological and evolutionary underpinnings for success of Ponto-Caspian species invasion in the Baltic Sea and North American Great Lakes // Can. J. Fish Aquat. Sci. Vol. 59. P. 1144–1158.
- Remane A., Schlipfer C. 1971. Biology of brackish water. Stuttgart. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. 372 p.
- Report of SCOR–UNESCO working group 17. Determination photosynthetic pigments. Monographs of oceanographic methodology // Determinations of photosynthetic pigments in seawater. UNESCO. 1966. P. 9–18.
- Reynolds C.S. 1999. With or against the grain: responses of phytoplankton to pelagic variability // Aquatic life cycle strategies: Survival in a variable environment. UK: MBA of UK. P. 15–43.
- Ricciardi A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: «invasion meltdown» occurring in the Great Lakes? // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 58. P. 2513–2525.
- Ricciardi A., MacIsaac H.J. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species // Trends in Ecology and Evolution. Vol. 15. P. 62–65.
- Riech F. 1926. Beiträge zur Kenntnis der litoralen Lebensgemeinschaften in der poly- und mesohalinen Region des Frischen Haffes. // Schr. Phys.-ökon. Ges. Königsberg. Vol. 65. No. 1. P. 32–47.
- Rodionova N.V., Krylov P.I., Panov V.E. 2005. Invasion of the Ponto-Caspian predatory cladoceran *Cornigerius maeoticus maeoticus* (Pengo, 1879) into the Baltic Sea // Oceanology. Vol. 45. No. 1. P. 66–68.
- Rodionova N.V., Panov V.E. 2006. Establishment of the Ponto-Caspian predatory cladoceran *Evadne*

- anonyx in the eastern Gulf of Finland, Baltic Sea // Aquatic Invasions. Vol. 1. No. 1. P. 7–12.
- Rolbiecki L., Normant M. 2005. The first record of parasites in *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939. a recent newcomer to the Gulf of Gdańsk // Oceanologia Vol. 47. No. 2. P. 283–287.
- Rozan T.F., Herszage J., Valdes L.M., Price K.S., Luther G.W. III. 2002. Iron-sulfur-phosphorus cycling in the sediments of shallow coastal bay: Implication for sediments nutrient release and benthic macroalgal blooms // Limnol. Oceanogr. Vol. 47. No. 5. P. 1346–1354.
- Rybalko A., Spiridonov M., Fedorova N. 1997. Environmental geology of the river Neva – Neva Bay – Eastern Gulf of Finland area and the problem of anthropogenic pollution of the Gulf of Finland // Proc. of the Fourth Marine Geological Conf. «The Baltic», 24–27 Oct. Uppsala, Sweden. Uppsala. SGU. P. 153–157.
- Sakamoto M., Okino T. 2000. Self-regulation of cyanobacterial blooms in a eutrophic lake // Verh. Int. Ver. theor. und angew. Limnol. Vol. 27. Pt 3. P. 1243–1249.
- Salovius S., Bonsdorff E. 2004. Effects of depth, sediment and grazers on the degradation of drifting filamentous algae (*Cladophora glomerata* and *Pilayella littoralis*) // Jour. of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 298. P. 93–109
- Salovius S., Kraufvelin P. 2004. The filamentous green alga *Cladophora glomerata* as a habitat for littoral macrofauna in the northern Baltic Sea // Ophelia Vol. 58. No. 2. P. 1–14.
- Sars G.O. 1895. Crustacea Caspia. Contributions of the knowledge of the carcinological fauna of the Caspian Sea. Part III. Amphipoda // Ččáĺńňč Ččđĺđńđńđńęę řęřáĺęčč ířóę. ą 3 (ięń'áđü). N. 291–314.
- Sarda R., Pinedo S., Gremare A., Taboad S. 2000. Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea // ICES Journal of Marine Science. Vol. 57. P. 1446–1453.
- Sarvala J. 1971. Rannikkovesiemme pohjaeläimistöstä (Bottom fauna of Finnish coastal waters) // Luonnon Tutk. P. 113–125.
- Schallenberg M., Burns C.W. 2004. Effects of sediment resuspension on phytoplankton production: teasing apart the influences of light, nutrients and algal entrainment // Freshwater Biology Vol. 49. P. 143–159.
- Scheffer M. 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman and Hall. London. 357 p.
- Schellenberg A. 1925. Beiträge zur Kenntnes der Meeresfauna Westafrikas // Bd III. Lief. 4. Crustacea VIII: Amphipoda. P. 113–204.
- Schinke H., Matthäus W. 1998. On the causes of major Baltic inflows — an analysis of long term series // Continental Shelf Research. Vol. 18. P. 67–97.
- Shurin A.T. 1960. Characteristics of the bottom fauna in the eastern Baltic as observed in 1959 // ICES CM. Vol. 109. 4 p.
- Shurin A.T. 1964. Features of the benthos in the northern and eastern Baltic in the summer of 1961 and 1962 // Ibid. Vol. 19. P. 73–74.
- Segerstråle S.G. 1951. The recent increase in salinity off the coasts of Finland and its influence upon the fauna // ICES Vol. 17. P. 103–110.
- Segerstråle S.G. 1953. Further notes on the increase in salinity of the inner Baltic and its influence on the fauna // Societas Scientarium Fennica, Commentationes Biologicae. Vol. 13. No. 15. P. 1–7.
- Segerstråle S.G. 1962. Investigations on Baltic populations of the bivalve *Macoma baltica* (L.) Part II. What are the reasons for the periodic failure of recruitment and the scarcity of *Macoma* in the deeper waters of the inner Baltic? // Societas Scientarium Fennica, Commentationes Biologicae. Vol. 24. No. 7. P. 1–26.
- Segerstråle S.G. 1972. The distribution of some malacostracan crustaceans in the Baltic Sea in relation to the temperature factor // Merentutkimuslait. Julk. / Havsforskningsinst. Skr. No. 237. P. 13–26.
- Segerstråle S.G. 1978. The negative correlation between abundance of the amphipod *Pontoporeia* and

- bivalve *Macoma* in Baltic waters, and factors involved // Ann. Zool. Fennici. Vol. 15. P. 143–145.
- Seinä A., Palosuo E. 1996. The classification of the maximum annual extent of ice cover in the Baltic Sea 1720–1995 // MERI. Rep. Ser. of the Finn. Inst. of Mar. Res. q 27. P. 79–91.
- Seinä A., Grönvall H. 2001. Ice seasons 1996–2000 in Finnish sea areas // MERI. Rep. Ser. of the Finn. Inst. of Mar. Res. No. 43. P. 3–28.
- Slyn'ko Y.V., Korneva L.G., Rivier I.K., Shcherbina G.Kh., Papchenkov V.G., Orlova M.I., Therriault T.W. 2002. Caspian Volga-Baltic invasion corridor // Leppakoski E., Olenin S., Gollasch S (eds.). Alien species in European waters. Dordrecht–Boston–London. Kluwer publishers. P. 399–411.
- Sokolov A.V., Andrejev O.A., Wulff F., Rodriguez-Medina M. 1997. The Data Assimilation System for data analysis in the Baltic Sea. Syst. Ecol. Contr. Vol. 3. Stockholm University. 66 p.
- Shpaer I., Savchuk O., Silina N., Makarova S., Telesh I. 1996. Gulf of Finland: Changes in the Russian coastal areas // Balt. Sea Environ. Proc. No. 64B. P. 58–59.
- Spiridonov M., Kotilainen A., Ryabchuk D., Nesterova E., Suslov G., Vallius H. 2006. Sedimentation history of the Neva Bay since the foundation of the city of St. Petersburg (1703 AD) // The Baltic Sea geology: The Ninth Marine Geological Conference. Extended abstracts. University of Latvia. Riga. P. 98–99.
- Stenseth N.C., Mysterud A., Ottersen G., Hurrell J.W., Chan K.-S., Lima M. 2002. Ecological effects of climate fluctuations // Science. Vol. 297. P. 1292–1296.
- Stenseth N.C., Ottersen G., Hurrell J.W., Mysterud A., Lima M., Chan K.S., Yoccoz N.G., Adlandsvik B. 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond // Proc. R. Soc. London B. Vol. 270. P. 2087–2090.
- Stigzelius J., Laine A., Rissanen J., Andersin A.-B., Ilus E. 1997. The introduction of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia (the northern Baltic Sea) // Ann. Zool. Fennici. Vol. 34. No. 3. P. 205–212.
- Strickland J.D.H., Parsons T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. // Fish. Res. Board Can. Bull. Vol. 167. P. 1–311.
- Susloparova O.N., Baranova L.P., Volkhonskaya N.I., Ogorodnikova V.A. 2005. The role of non-indigenous *Cercopagis pengoi* (Ostroumov) in the diet of commercial species of fish in the eastern part of the Gulf of Finland // BSSC 2005, Book of Abstracts. Sopot. Poland, 20–24 June, 2005. P. 351–351.
- Telesh I.V. 1994a. Rotifer assemblages in the Neva Estuary: principles of formation, present state and perspectives // Abstr. VII Intern. Rotifer Symp., 1994. Mikolajki (Poland). P. 54–55.
- Telesh I.V. 1994b. Zooplankton in the Neva Bay: community structure and indicative role for ecological state evaluation // Abstr. 19-th Conf. Baltic Oceanographers. Sopot (Poland). P. 87.
- Telesh I.V. 1995a. Rotifer assemblages in the Neva Bay, Russia: principles of formation, present state and perspectives // Hydrobiologia. Vol. 313/314. P. 57–62.
- Telesh I.V. 1995b. Rotifers of the water system: Lake Ladoga – Neva River – Neva Bay of the Gulf of Finland, and their role in the formation of planktonic communities // Abstr. Intern. Nonf. «Modern problems of hydro-ecology». 1995. St.-Petersburg. P. 54–55.
- Telesh I.V. 1996. Species composition of planktonic Rotifera, Cladocera and Copepoda in the littoral zone of Lake Ladoga // Hydrobiologia. Vol. 322. P. 181–185.
- Telesh I.V. 2001. Zooplankton studies in the Neva Estuary (Baltic Sea): a brief excursion into history // Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. Vol. 50. P. 200–210.
- Telesh I.V. 2002. Plankton of the Baltic estuaries: Research perspectives for the ecosystem state evaluation and management // Abstr. ECSA 34 Symp. Gdansk-Sopot. 2002. P. 89–90.
- Telesh I.V. 2004. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives // Marine Pollution Bull. Vol. 49. P. 206–

219.

- Telesh I.V. 2005. Biodiversity and functional role of zooplankton in lakes, rivers and estuaries // Abstr. Intern. Conf. «Aquatic Ecology at the Dawn of the XXI Century», 2005. St.-Petersburg. P. 99.
- Telesh I.V., Nikulina V.N. 1997. Water quality classification based on plankton communities // Proc. Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996. Helsinki. Vol. 105. P. 167–175.
- Telesh I.V., Alimov A.F., Golubkov S.M., Nikulina V.N., Panov V.E. 1999. Response of aquatic communities to anthropogenic stress: a comparative study of the Neva Bay and the eastern Gulf of Finland // *Hydrobiologia* Vol. 393. P. 95–105.
- Telesh I.V., Heerkloss R. 2001. Baltic coastal ecosystems: A comparative study of zooplankton communities in Neva Bay and Darss-Zingst Bodden Chain // Abstr. Baltic Sea Science Congress 2001, Stockholm University. Stockholm. №. 313.
- Telesh I.V., Heerkloss R. 2002. Atlas of Estuarine Zooplankton of the Southern and Eastern Baltic Sea. Part I: Rotifera. Verlag Dr. Kovač. Hamburg. 90 p. (with CD).
- Telesh I.V., Heerkloss R. 2004. Atlas of Estuarine Zooplankton of the Southern and Eastern Baltic Sea. Part II: Crustacea. Verlag Dr. Kovač. Hamburg. 118 p. (with CD).
- Telesh I.V., Golubkov S.M., Alimov A.F. 2005. Neva Estuary Ecosystem: the past and the present // Abstr. Baltic Sea Science Congr. BSSC-2005. Sopot (Poland). P. 119–120.
- Thompson D.W., Lee J. S., Baldwin M. 2003. Atmospheric processes governing the Northern Hemisphere Annular Mode/North Atlantic Oscillation // *The North Atlantic Oscillation, Climatic Significance and Environmental Impact*. AGU Geophysical Monograph Vol. 134. P. 81–112.
- Tunberg B.G., Nelson W.G. 1998. Do climatic oscillations influence cyclic patterns of soft bottom macrobenthic communities of the Swedish west coast // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 170. P. 85–94.
- Unger E. 1918. A *Corophium devium* előfordulása a Dunaban. *Allattani Közlem.* Vol. 17. P. 148–149.
- Vahteri P., Mäkinen A., Salovius S., Vuorinen I. 2000. Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland? // *Ambio.* Vol. 29. P. 338–343.
- Valiela I., McClelland J., Hauxwell J., Behr P., Hersh D., Foreman K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences // *Limnology and Oceanography.* Vol. 42. P. 1105–1118.
- Varis O. 1993. Cyanobacteria dynamics in restored Finnish lake: a long term simulation study // *Hydrobiologia.* Vol. 268. No. 3. P. 129–145.
- Vidinskiene G. 2005. Biodiversity, distribution and ecology of macrozoobenthos in small Lithuanian rivers. *Ecologija.* Vol. 2. P. 15–21.
- Viitanen R. 1971. Helsingin läntisen merialueen pohja- ja rantaeläimistöistä (About the bottom and littoral fauna in the western sea area of Helsinki) Helsingin kaup. Rakennusvir. Vesiensuojelulabor // Helsinki city engineer's office, water conserv. Labor. rep. Vol. 8. 90 p.
- Watanabe M. 1985. Phytoplankton studies of Lake Kasumigaura (2). On some rare or interesting algae // *Bull. Natn. Sci. Mus. (Tokyo).* Ser. B. Vol. 11. No. 4. P. 137–142.
- Watanabe M. 1991. Studies on the planktonic blue-green algae 3. Some Aphanizomenon species in Hokkaido, northern Japan // *Bull. Natn. Sci. Mus. (Tokyo).* Ser. B. Vol. 17. No. 4. P. 141–150.
- Willamé R., Hoffmann L. 1999. Bloom-forming blue-green algae in Belgium and Luxembourg // *Algological Studies* 94. Stuttgart. P. 365–376.
- Willén E. 2001. Checklist of Cyanobacteria in Sweden. Uppsala: ArtDatabanken. SLU. 71 p.
- Williamson M.H. 1996. *Biological Invasions*. Chapman and Hall. London. 244 p.
- Wolf W.J. 1983. Estuarine benthos // *Estuaries and enclosed seas*. Amsterdam – Oxford – NY: Elsevier. P. 151–182.
- Zmudzinski L., Chubarova-Solovjeva S., Dobrovolski Z., Gruszka P., Olenin S., Wolnomiejski N. 1996. Expansion of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* in the southern part of the Baltic Sea // *Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists.* P. 127–129.
- Zorita E., Laine A. 2000. Dependence of salinity and oxygen concentration in the Baltic Sea on the large-scale atmospheric circulation // *Climate Research.* Vol. 14. P. 25–41.

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА	5

1. ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ, ГЕОЛОГО-МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА И ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ

1.1. Физико-географическое описание восточной части Финского залива (Фрумин Г.Т., Басова С.Л.)	16
1.2. Динамика поступления биогенных элементов в Невскую губу со стоком реки Невы и ее рукавов (Фрумин Г.Т.)	20
1.3. Современные черты гидрохимических условий в восточной части Финского залива (Еремينا Т.Р., Карлин Л.Н.)	24
1.4. Донные отложения эстуария реки Невы и их загрязнение под влиянием антропогенных процессов (Рыбалко А.Е., Федорова Н.К.)	39
1.5. Геолого-геоморфологическая характеристика восточной части Финского залива и типология донных биотопов (Орлова М.И., Рябчук Д.В., Спиридонов М.А.)	59

2. БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ

2.1. Фитопланктон эстуария реки Невы (Никулина В.Н.)	76
2.2. Фитоперифитон эстуария реки Невы (Губелит Ю.И.)	96
2.3. Макрофиты: высшие водные растения и макроводоросли (Жакова Л.В.)	105
2.4. Биоразнообразие и современное состояние зеленых, бурых и красных макроводорослей российской части Финского залива (Ковальчук Н.А.) ...	126
2.5. Численность и биомасса бактериопланктона как индикаторы эвтрофирования эстуария реки Невы (Родэ Л.Ю., Павельева Е.Б.)	137
2.6. Видовое разнообразие и структура сообществ зоопланктона в эстуарии реки Невы (Телеш И.В.)	144
2.7. Зообентос открытых вод эстуария реки Невы (Балушкина Е.В., Максимов А.А., Голубков С.М., Ципленкина И.Г.)	156
2.8. Макрозообентос мелководий (Орлова М.И., Рябчук Д.В., Спиридонов М.А.)	184
2.9. Фауна макробеспозвоночных прибрежной зоны (Березина Н.А., Балушкина Е.В., Ципленкина И.Г., Панкова Е.С.)	202
2.10. Мейобентос Невской губы и Финского залива (Петухов В.А.)	212
2.11. Рыбное население эстуария реки Невы (Кудерский Л.А., Шурухин А.С., Попов А.Н., Богданов Д.В., Яковлев А.С.)	223
2.12. Птицы Финского залива и Невской губы (Храбрый В.М.)	241
2.13. Тюлени в экосистеме Финского залива (Тихонов А.Н.)	268

2.14. Биологические инвазии (Орлова М.И., Анцулевич А.Е., Белякова Р.Н., Насека А.М., Ципленкина И.Г., Жакова Л.В., Литвинчук Л.Ф., Березина Н.А., Максимов А.А.)	272
---	-----

3. ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ И ЕСТЕСТВЕННЫХ ФАКТОРОВ НА СООБЩЕСТВА ПЛАНКТОНА И БЕНТОСА

3.1. Первичная продукция и проблемы эвтрофирования эстуария р. Невы (Голубков М.С., Голубков С.М., Умнова Л.П.)	313
3.2. Проблемы эвтрофирования прибрежных вод эстуария реки Невы (Губелит Ю.И., Голубков С.М., Березина Н.А., Никулина В.Н.)	338
3.3. Влияние климатических факторов на динамику макрозообентоса (Максимов А.А.)	346
3.4. Роль антропогенных факторов в динамике сообществ зообентоса (Балушкина Е.В., Голубков С.М., Голубков М.С., Максимов А.А.)	356
3.5. Динамика зообентоса прибрежной зоны в условиях эвтрофирования (Березина Н.А., Голубков С.М.)	370

4. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ, МОНИТОРИНГ И СТРАТЕГИЯ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОСИСТЕМОЙ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ

4.1. Создание системы мониторинга чужеродных видов (Алимов А.Ф., Орлова М.И., Флоринская Т.М., Сорокин Н.Д.)	384
4.2. Оценка состояния восточной части Финского залива и Невской губы по гидрохимическим показателям (Фруммин Г.Т.)	394
4.3. Оценка состояния Невской губы по распределению хлорофилла <i>A</i> (Фруммин Г.Т., Басова С.Л.)	404
4.4. Оценка состояния экосистемы и качества вод эстуария реки Невы по показателям зообентоса (Балушкина Е.В.)	411

Заключение. Роль естественных и антропогенных факторов в современной динамике экосистемы эстуария р. Невы и стратегия управления его биологическими ресурсами (Алимов А.Ф., Голубков С.М.)	427
--	-----

Список литературы	438
-------------------------	-----