

**Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Мурманский морской биологический институт
Кольского научного центра РАН**

На правах рукописи

СЕЛИФОНОВА Жанна Павловна

**СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ
ЗАЛИВОВ И БУХТ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ
(РОССИЙСКИЙ СЕКТОР)**

**Специальность 25.00.28 – Океанология
Д 002.140.01**

**Диссертация на соискание ученой степени
доктора биологических наук**

Мурманск, 2015

**Работа выполнена в ФГБУН Мурманском морском биологическом институте
КНЦ РАН и ФГБОУ ВПО «Государственном морском университете имени адмирала
Ф.Ф.Ушакова»**

Официальные оппоненты:

доктор биологических наук

доктор биологических наук

доктор биологических наук

Ведущая организация:

ФГБУН Институт биологии внутренних вод имени И.Д.Папанина РАН

Защита состоится «___» _____ 2016 г. в ___ часов на заседании
диссертационного совета
Д 002.140.01 при Учреждении Российской академии наук Мурманском
Морском Биологическом Институте КНЦ РАН по адресу:
183010, Россия, Мурманск, Владимирская 17, ММБИ КНЦ РАН.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке ММБИ КНЦ РАН

Автореферат разослан «___» _____ 2016 г.
Ученый секретарь диссертационного совета Д 002.140.01
кандидат географических наук Е.Э.Кириллова

Оглавление

	Стр.
Введение	5
Глава 1. Материалы и методы.....	13
Глава 2. Физико-географическая и экологическая характеристика районов исследования	
2.1. Северо-восточный шельф Черного моря.....	19
2.2. Керченский пролив.....	36
2.3. Азовское море.....	38
Глава 3. Таксономический состав и пространственная структура основных элементов прибрежных биоценозов северо-восточного шельфа Черного моря и Керченского пролива	
3.1. Гетеротрофный бактериопланктон, зоофлагелляты, инфузории.....	48
3.1.1. Анализ многолетней динамики сообщества микрогетеротрофов.....	58
3.2. Голопланктон.....	61
3.2.1. Основные черты сезонной сукцессии голопланктона прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря на примере Новороссийской бухты	86
3.2.2. Анализ многолетней динамики биомассы голопланктона.....	87
3.2.3. Сравнительный анализ видового состава голопланктона.....	90
3.3. Меропланктон.....	94
3.4. Ихтиопланктон.....	108
3.5. Зообентос рыхлых грунтов и его связь с загрязнением донных осадков	120
Глава 4. Исследование балластных вод коммерческих судов и мониторинг биоинвазий в прибрежных водах северо-восточного шельфа Черного моря.....	131
Глава 5. Структурно-функциональная организация прибрежных экосистем северо-восточного шельфа Черного моря разного трофического типа.....	156
Глава 6. Таксономический состав и пространственная структура зоопланктона Азовского моря.....	181
6.1. Голопланктон.....	183
6.1.1. Структура и пространственная организация таксоцены веслоногих раков (Copepoda).....	188
6.2. Меропланктон.....	195
Глава 7. Основные черты сезонной динамики биомассы зоопланктона Азовского моря на примере Таганрогского и Темрюкского заливов	201
7.1. Голопланктон, меропланктон Таганрогского залива.....	202
7.2. Темрюкский залив	205
7.2. 1. Инфузории.....	205
7.2. 2. Голопланктон, меропланктон.....	207

Глава 8.	Структурно-функциональная организация экосистем Азовского моря разного трофического типа	
	8.1. Таганрогский залив.....	211
	8.2. Темрюкский залив.....	215
	8.3. Открытая часть Азовского моря.....	218
Заключение	223
Символы, терминология	228
Библиографический список	229
Приложение	1. Таксономический состав фауны прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря.....	246
	2. Зоопланктон балластных вод танкеров, прибывших под погрузку нефтепродуктами в Новороссийский порт.....	260
	3. Таксономический состав чужеродных видов веслоногих раков (Copepoda), обнаруженных в Черном море.....	263
	4. Таксономический состав зоопланктона Азовского моря	266

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Южные моря России – Азовское и Черное испытывают все возрастающую антропогенную нагрузку, а их экосистемы значительно трансформируются. В современных условиях постепенного ослабления эвтрофикации и химического загрязнения вод (Матишов, Матишов, 2003; Юнев и др., 2009; Заика, 2011) наблюдаются процессы ускоренной эксплуатации биоресурсов этих морей. В их числе судоходство, танкерные перевозки нефти, нефтегазодобыча, разведочное бурение, перелов ценных пород рыб, рекреация и другие. В прошлом Азовское море характеризовалось как водоем с высокой биологической продуктивностью, имеющий важное рыбопромысловое значение. Зарегулирование стока рек Дона и Кубани, изменение гидрологического режима, бесконтрольная эксплуатация природных ресурсов и массовое развитие хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi* привело к тому, что один из самых продуктивных водоемов мира утратил былое промысловое значение, а его экосистема стала претерпевать глубокие изменения. Следствием является развитие необычайно плотных цветений токсичных форм фитопланктона, сероводородное заражение донных осадков, придонная аноксия, которые имеют катастрофические последствия для планктонной и донной фауны и приводят к их деградации. Такое развитие стало типичным и для экосистем портов и бухт северо-восточного шельфа Черного моря, где расположены известные климатические и бальнеологические здравницы России, мощные перевалочные центры сухопутно-морских перевозок и базируется черноморский флот. Изменение среды обитания гидробионтов, климата, интенсификация судоходства способствуют вселению и распространению в южных внутренних морях Евразии агрессивных чужеродных видов флоры и фауны, в том числе и токсичных видов фитопланктона (Александров, 2004; Звягинцев и др., 2009а; Шиганова, 2009; Шиганова и др., 2012 и др.).

Вместе с тем, несмотря на значительное внимание к проблеме антропогенной трансформации прибрежных экосистем северо-восточного шельфа Черного и Азовского морей, четких представлений об их реакции на антропогенное воздействие, в отношении изменения их структуры и функционирования и, особенно роли зоопланктона в таких деградированных экосистемах пока не сложилось. Функциональная дестабилизация экосистемы обычно предшествует изменениям ее структурной организации, поэтому считается, что с помощью мониторинга потока вещества и энергии возможно прогнозирование в биологических сообществах потенциальных и отслеживание уже возникших кризисных процессов. Однако большинство исследователей рассматривают последствия антропогенного воздействия не на всю экосистему в целом, а на отдельные ее компоненты или показатели качества среды. В связи с этим, исследование структурно-функциональной организации экосистем различного уровня

кризисного процесса, включающих заливы и бухты северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря, представляется исключительно актуальным и требующим глубокого изучения. Выявленные особенности функционирования зоопланктона в таких экосистемах, могут быть использованы в системе экологического контроля и ранней диагностики санитарного состояния водоема (Кренева, 2002).

Степень ее разработанности. Анализ литературы показал, что до начала наших исследований не было полных данных характеризующих системную «организованность» прибрежных биологических сообществ северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря. Таксономический состав и структуру сетного зоопланктона учитывали во многих работах, но из-за различия в методах и сроках сбора эти результаты зачастую были несопоставимы между собой. Сведения о ключевых компонентах сообществ наиболее уязвимых районов северо-восточного шельфа (зоны рекреации и судоходства) оставались весьма скудными, разрозненными или совсем отсутствовали. Оценку риска биоинвазий с балластными водами коммерческих судов в российских портах не проводили. Полностью отсутствовали материалы, охватывающие весь таксономический комплекс меропланктона северо-восточного шельфа. Ранние работы (1980–1990 гг.) о гетеротрофных бактериях, инфузориях, зоофлагеллятах и других группах зоопланктона касались лишь прибрежной зоны Геленджика и Новороссийской бухты (Мамаева и др., 1983; Моисеев, 1983; Болгова, 1994; Селифонова, 2001 и др.). В литературе известны описания энергетики и структурно-функциональной организации пелагической экосистемы Черного моря, Геленджикской, Новороссийской бухты, биотического баланса прибрежных вод северо-западной части Черного моря (Сорокин, 1982; 1996в; Шушкина и др., 1980; 1987; Виноградов и др., 1992; Александров, 2002; Селифонова, 2000, 2002). В наименее изученном в фаунистическом отношении Азовском море такие исследования пока не выполняли, за исключением работ С.В.Бердникова (2004), В.Г.Ильичева (2008) по математическому моделированию пространственных характеристик экосистемы. Детальное изучение экологии азовоморских инфузорий выполнено К.В.Креновой (2006), функционирования зоопланктона Таганрогского залива – В.В.Поважным (2009). Однако специально не рассматривали вопрос о взаимоотношениях между инфузориями, голо-, меропланктоном в ходе сукцессионных изменений их структуры в пелагических эстуарных сообществах, не проводили инвентаризацию таксономического состава голо-, меропланктона. В связи с этим, наша задача состояла в получении массива данных, позволяющих дать оценку состояния и тенденций изменения прибрежных экосистем северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря, подверженных значительному антропогенному воздействию.

Выбор объекта и предмета исследования. В работе рассматривали экосистемы разного трофического типа, испытывающих различный антропогенный стресс. В их числе Азовское

море, Керченский пролив, заливы и бухты северо-восточного шельфа Черного моря – Новороссийска, Туапсе, Тамани, Анапы, Геленджика, Сочи, лимана «Змеиное озеро» (Большой Утриш).

Объектом исследования являлся зоопланктон (зоофлагелляты, инфузории, голопланктон, меропланктон, ихтиопланктон), как один из ключевых компонентов экосистем, а также гетеротрофный бактериопланктон и зообентос рыхлых грунтов. На нефтяных терминалах Новороссийского порта выполняли исследования среды и населения балластных вод коммерческих судов (гетеротрофный бактериопланктон, инфузории, голопланктон, меропланктон).

Предметом изучения являлся их таксономический состав, закономерности количественного распределения, соотношение таксономических групп в сообществах и роль указанных элементов в структурно-функциональной организации экосистем.

Цель исследования – выявление особенностей структурно-функциональной организации экосистем заливов и бухт северо-восточного шельфа Черного моря, Керченского пролива и Азовского моря, подверженных различному антропогенному воздействию. Выявление общих и специфических характеристик их трансформаций, а также роли зоопланктона в этом процессе.

Постановка конкретных задач.

– исследование таксономического состава и обилия сообществ зоопланктона (зоофлагеллят, инфузорий, голопланктона, меропланктона, ихтиопланктона), гетеротрофного бактериопланктона в экосистемах разного трофического типа от прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря до Азовского моря;

– изучение пространственных и временных изменений структурных характеристик сообществ в каждой экосистеме и выяснение факторов, определяющих эти изменения; оценка роли отдельных видов и таксономических групп зоопланктона в структуре сообществ;

– выявление закономерностей, определяющих структурную организацию зоопланктона в зависимости от абиотических факторов среды (температуры воды, солености, течений), зообентоса рыхлых грунтов – нефтепродуктов и лабильных (кислотно-растворимых) сульфидов в донных осадках;

– расчет баланса энергии и построение модельных схем потоков энергии в экосистемах разного трофического типа; выявление их специфических черт, характера антропогенной трансформации; оценка роли зоопланктона в организации экосистем; определение тенденций изменчивости водных экосистем и их потенциальных способностей к естественному самоочищению;

– оценка роли инвазий чужеродных видов зоопланктона в биоразнообразии и продуктивности изучаемых экосистем; выявление основных источников и путей

проникновения чужеродных видов фауны в прибрежные воды северо-восточного шельфа Черного моря и Азовское море; оценка экологических рисков морских биоинвазий зоопланктона с водным транспортом в Черное и Азовское моря; составление списка чужеродных видов.

Методологические основы исследования. При изучении наиболее уязвимых экосистем северо-восточного шельфа Черного и Азовского морей был использован экосистемный подход. Таксономическая и количественная обработка зоопланктона полностью осуществлена автором по единым методикам с одинаковой количественной точностью учета (однотипными орудиями лова). Для характеристики фауны детальной таксономической обработке подвергнуты хорошо изученные и чужеродные виды планктонных и бентосных животных. Расчеты биомассы проведены с использованием единых стандартизированных весов планктонных животных, что позволило провести надежные межрегиональные сравнения. Расчеты ориентировочного биотического баланса, функциональных параметров и построение энергетических трофодинамических моделей экосистем произведены по стандартной схеме с привлечением необходимого литературного материала. Исследование населения балластных вод коммерческих судов выполнены с использованием оригинальных методик автора.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. На основании оригинальных материалов созданы первые в истории изучения прибрежных вод Черного и Азовского морей модельные схемы потоков энергии в экосистемах разного трофического типа, которые дают основу для оценки возможных изменений продуктивности вод, связанных с изменениями уровня антропогенной нагрузки.

2. В основе антропогенной трансформации изученных экосистем лежала деградация высших звеньев трофической цепи в пелагиали и бентали. Продукционно-деструкционные функции донных сообществ перераспределялись к планктонным, и экосистемы функционировали на уровне микрогетеротрофов (бактерии, простейшие). Кризисные процессы в экосистемах разрастались под воздействием лабильных (кислотно-растворимых) сульфидов в донных осадках и гребневика *Mnemiopsis leidyi*.

3. Специфика таксономической структуры зоопланктона, его пространственно-временные характеристики в экосистемах разного трофического типа обусловлены влиянием экологических и океанографических факторов. Отмечены деградирующие изменения в сообществах зоопланктона Азовского моря и конструктивные – в неритических сообществах Черного моря.

4. На фоне изменения среды обитания в трансформированных экосистемах создавались чрезвычайно благоприятные условия (экологические ниши) для вселения и распространения чужеродных видов зоопланктона. Балластные воды коммерческих судов – один из наиболее

опасных способов переноса чужеродных видов в прибрежные экосистемы северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря.

Научная новизна. Для каждого изученного участка получена достаточно полная характеристика экосистемы в целом, выявлены ключевые компоненты, важнейшие факторы среды, определяющие их структуру и функционирование, построены модельные схемы потоков энергии.

Показано, что характер трансформации экосистемы имеет свои специфические особенности для каждого изученного залива, бухты, водоема. Разрастание кризисных процессов в экосистеме происходит под воздействием лабильных сульфидов в донных осадках и гребневика *M. leidyi*, который является эдификатором экосистемы Азовского моря. Доказано, что в основе трансформации экосистемы лежит деградация высших звеньев трофической цепи в пелагиали и бентали, которая происходит на фоне резкого возрастания численности инфузорий и их роли в суммарном метаболизме экосистемы.

Показана роль зоопланктона в структурно-функциональной организации исследуемых экосистем. Впервые проведен подробный анализ всех таксономических групп зоопланктона (зоофлагеллят, инфузорий, голопланктона, меропланктона, ихтиопланктона) и гетеротрофного бактериопланктона. Впервые проведено исследование меропланктона, охватывающее весь таксономический комплекс. Выявлены пространственно-временные изменения в составе доминантных видов зоопланктона и их обилии в связи с экологическими и океанографическими факторами (температура воды, соленость, течения). Уточнены представления о взаимоотношениях между инфузориями, голо-, меропланктоном в ходе сукцессионных изменений их структуры в эстуарной экосистеме Азовского моря.

Выполнен анализ зообентоса рыхлых грунтов как индикатора органического обогащения донных отложений. Проанализирован характер изменения биомассы зообентоса по градиентам накопления нефтяных углеводородов и лабильных сульфидов в верхнем слое донных осадков.

Получены новые сведения о составе, количественных показателях, способах переноса и закономерностях распространения чужеродных видов в Черное и Азовское моря. Установлен таксономический состав населения судовых балластных вод, составлен список видов-интродуцентов. Выявлены группы риска среди зоопланктона и зообентоса. Отмечена роль Средиземного моря как водоема-донора чужеродных видов в Черное и Азовское моря. Впервые адаптирована для местных условий и использована на практике международная методика исследования судовых балластных вод.

Практическая ценность и теоретическое значение. Результаты исследования способствуют развитию представлений об изменениях в наиболее уязвимых морских экосистемах Черного и Азовского морей под влиянием интенсивного антропогенного

воздействия, связанного с их экономической эксплуатацией (судоходство, рекреация, перелов и прочие факторы). Поэтому могут быть использованы в качестве научной основы для диагностического мониторинга и экологического прогнозирования, при разработке мероприятий по реабилитации водных ресурсов и их охране.

Содержащиеся в работе сведения о биологических инвазиях могут быть применены для рациональной обработки судовых балластных вод и предупреждения заноса чужеродных видов. Последнее реализовано на практике отделом экологического контроля ФГБУ «Администрация морских портов Черного моря». Исследования послужили научно-практической основой для законопроектной деятельности в сфере морского и речного транспорта РФ.

Основные положения диссертации включены в учебный материал по переподготовке, повышению квалификации персонала судов, портов, судоходных компаний и обучению студентов Государственного морского университета им. адмирала Ф.Ф.Ушакова. В частности, полученные результаты использованы на кафедре «Техносферной безопасности на транспорте» в лекционных курсах дисциплин «Экологическая безопасность транспортных систем», «Управление техносферной безопасностью»; Институте повышения квалификации ГМУ им. адм. Ф.Ф.Ушакова; научно-исследовательских работах университета по приоритетному направлению отрасли биологических наук «Экологические проблемы морского транспорта на Юге России».

Личный вклад соискателя. Автор принимал непосредственное участие в экспедиционном сборе, обработке и анализе материалов гетеротрофного бактериопланктона, зоофлагеллят, инфузорий, голопланктона, меропланктона, ихтиопланктона и зообентоса рыхлых грунтов. В 2004 г. при ФГБУ «АМП Черного моря» автор организовал и возглавил первую среди российских портов лабораторию по контролю балластных вод коммерческих судов, на базе которой провел пионерные гидробиологические исследования населения балластных вод (голо-, меропланктон, инфузории, гетеротрофный бактериопланктон). Автор активно способствовал развитию инвазионного направления исследований в ММБИ КНИЦ РАН. Научные идеи, обоснования, постановка научных задач, методические разработки принадлежат автору, что подтверждается самостоятельностью публикаций основных материалов работы.

Степень достоверности и апробация результатов. Фактическим материалом диссертации являются данные, полученные автором по единым методикам. Зоопланктон исследован с помощью современных, количественно адекватных методов. Используемый материал репрезентативен и согласуется с литературными данными. При анализе материала использованы литературные данные по фитопланктону, зообентосу и др. компонентам со ссылками на авторов. Выводы диссертации отвечают поставленным целям и задачам. Результаты исследований представлены на научно-практических семинарах и рабочих

совещаниях по проблеме управления судовыми балластными водами, проводимым Одесским демонстрационным центром программы ГлоБалласт (Новороссийск, 2004); «Enlargement and integration workshop: scientific and technical challenges in applying common fisheries policy to the Black Sea» (Trabzon, Turkey, 2006); научно-практическом семинаре «Экосистемный контроль и управление судовыми балластными водами и осадками в морских портах» (ГМУ им. адм. Ф.Ф.Ушакова, 2009); IMO-GloBallast-UNEP Inter-Regional Meeting on the harmonization of the implementation of the Ballast Water Management (BWM) Convention between the Black Sea and the Caspian Sea regions (Novorossiysk, 2013), а также международных, всесоюзных и российских научных конференциях, в том числе 8th Larval Biology Symposium (Lisbon, Portugal, 2008); III, IV International symposium «Invasion of alien species in Holartic» (Borok, 2010; 2013), 3rd Bi-annual BS Scientific and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference «Black Sea Outlook-2011» (Odessa, Ukraine), 4th BS Scientific Conference: Black Sea – Challenges Towards Good Environmental Status (BS-GES). (Constanta, Romania 2013), межд. научн. конф., посвящ. 135-летию ИнБЮМ «Проблемы биологической океанографии 21 века» (Севастополь, 2006), межд. научно-технич. конф. «Современные методы и средства океанологических исследований» (Москва, 2009;2011; 2013), XI конф. ББС МГУ, посвящ. 70-летию биостанции им. Н.А. Перцова (2008); IV межд. научн. конф., посвящ. памяти проф. Г.Г. Винберга «Современные проблемы гидроэкологии» (Санкт-Петербург, 2010); межд. конф. «Современные технологии мониторинга и освоения природных ресурсов южных морей», «Эволюция морских экосистем под влиянием вселенцев и искусственной смертности фауны» и др. (Ростов-на-Дону, 2003–2008; 2012); межд. научн. конф. «Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы решений – 2» (Херсон, Украина, 2008); межд. научн. конф., посвящ. 75-летию ММБИ КНЦ РАН «Природа морской Арктики: современные вызовы и роль науки», «Проблемы морской палеоэкологии и биогеографии в эпоху глобальных изменений» (Мурманск, 2009; 2010); X съезде ГБО при РАН (Владивосток, 2009), V–VIII, XI научно-технич. конф. «Проблемы эксплуатации водного транспорта и подготовки кадров на Юге России» (Новороссийск 2007–2010; 2013), межд. симп. «Тепловодная аквакультура и биологическая продуктивность водоемов аридного климата» (Астрахань, 2007).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 90 работ, включая 36 статей в рецензируемых российских и международных изданиях списка ВАК, 2 учебно-методических пособия, 2 монографии, 12 статей в изданиях, не упомянутых в списке ВАК, 38 тезисов докладов.

Структура и объем диссертации. Диссертация состоит из введения, восьми глав, выводов, библиографического списка и приложения. Текст изложен на 270 страницах, рисунков – 83,

таблиц – 38. Список литературы содержит 436 наименований, в том числе 94 на иностранных языках.

Благодарность. Автор выражает благодарность и признательность своим учителям проф. Ю.И.Сорокину и П.Ю.Сорокину за методическую помощь, доброжелательный интерес и внимание к работе. Автор искренне благодарит коллег, принимавших непосредственное участие в проведенных исследованиях и экспедициях – акад. ГГ. Матишова (ММБИ КНЦ РАН), В.К.Часовникова, (ЮО ИО РАН), В.И.Радашевского (ИБМ ДВО РАН), В.В.Мурину, А.А.Шмелеву, Е.В.Лисицкую, Н.Г.Сергееву (ИМБИ им. А.О. Ковалевского РАН), О.Н.Ясакову (ЮНЦ РАН), А.В. Курилова (ИнБЮМ НАН Украины), В.В.Ерыгина (ФГБУ «АМП Черного моря»).

Глава 1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материалом для исследования послужили сборы зоопланктона и зообентоса в 2003–2014 гг. в прибрежных водах северо-восточной части Черного моря, Керченском проливе, Азовском море. Сбор материала в портах и бухтах Таманского полуострова и северо-восточного шельфа Черного моря выполнен при непосредственном участии автора. Материал включал 3061 пробу, полностью обработанную автором. Сроки проведения работ, районы сборов, компоненты и количество проб приведены в таблице 1.1, схема станций отбора проб – на рисунке 1.1. В портах и бухтах отбор проб производили по сетке станций, выбранных с учетом их морфометрии, гидрологической и гидрофизической структуры вод, источников антропогенного загрязнения, характера донных биотопов. Отбор проб производился 1–3 раза в сезон (в некоторых случаях еженедельно) согласно сетке станций. Среднегодовые величины численности и биомассы видов, встречающихся только в теплое время года, рассчитывали за вегетационный период. Исследования среды и населения балластных вод коммерческих судов выполнены на нефтяных терминалах Новороссийского порта. Проанализирована 381 проба планктона.

Таблица 1.1 – Объем материала, собранного в прибрежных водах северо-восточной части Черного моря и Азовском море

Район исследования, порт	Количество рейсов	Гетеротрофные бактерии	Зоофлагеллаты	Инфузии	Голопланктон	Меропланктон	Ихтиопланктон	Зообентос
Керченский пролив, Таманское причерноморье								
Таманский залив, Таманское Причерноморье (2010)	1	4	–	5	35	35	39	–
Таманский порт (2013–2014)	4	12	–	48	24	24	7	15
Бухты и порты северо-восточного шельфа Черного моря								
Новороссийская бухта (2004–2011)	51	88	79	132	182	182	124	157
Туапсинский порт (2004–2006; 2009–2011)	17	80	–	80	125	125	104	176
Анапская бухта (2006–2007; 2009–2011)	11	44	44	48	56	56	24	14
Геленджикская бухта (2005–2007; 2009–2011)	14	64	56	44	90	90	28	–
Лиман «Змеиное озеро» (2010–2011)	5	15	–	15	15	15	2	36
Сочинский порт (2012–2013)	5	30	–	30	30	30	28	15
Новороссийский порт, балластные цистерны танкеров								
5-я пристань, нефтегавань «Шесхарис» (2004–2005, 2006, 2009–2010)	167	9	–	22	167	167	–	–
Азовское море								
Азовское море, Таганрогский залив (2003–2005)	3	10	–	–	68	68	–	–
Темрюкский залив (2005–2006, 2009–2010)	6	12	–	34	34	34	–	–

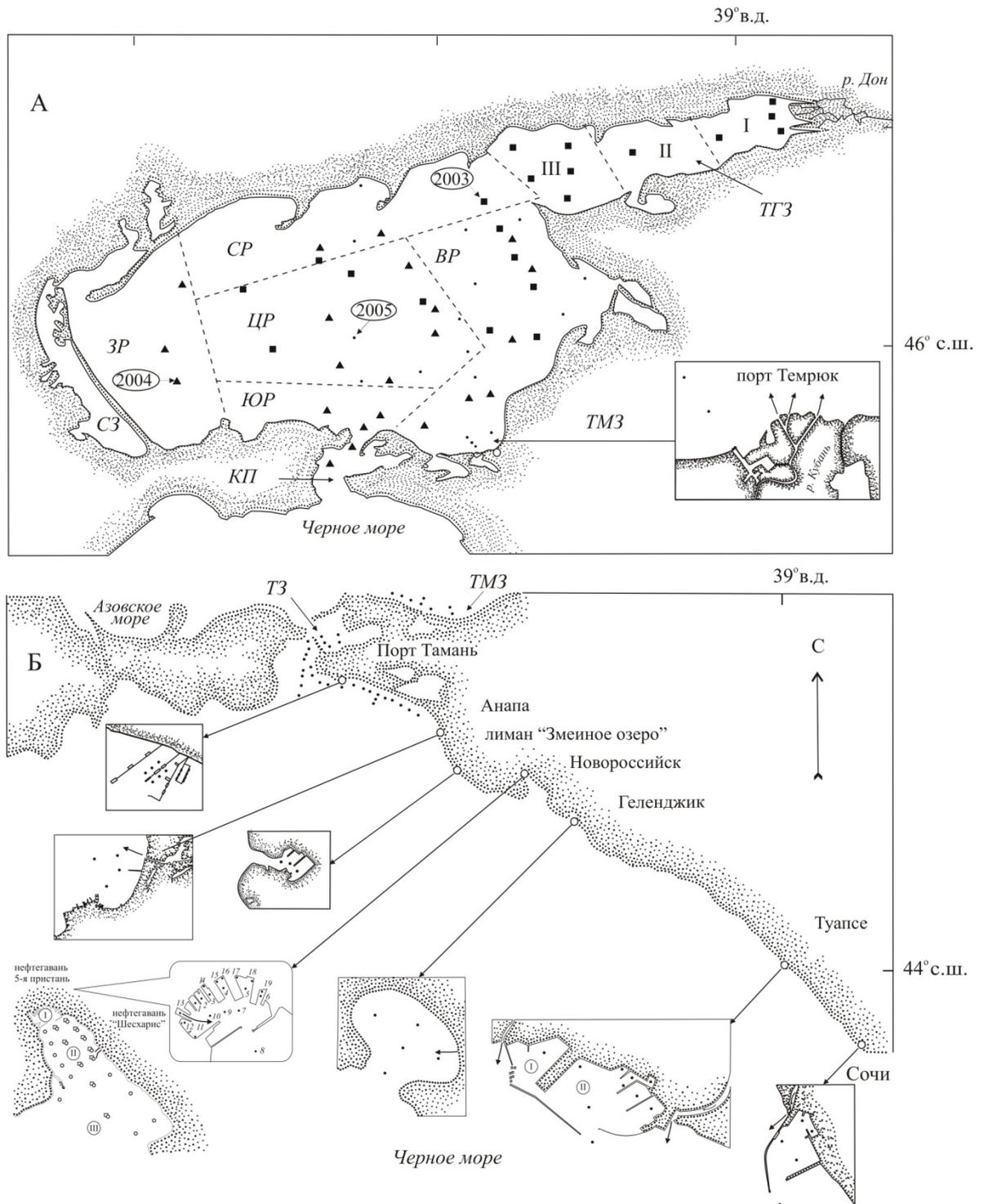


Рисунок 1.2 – А – карта-схема отбора проб зоопланктона в Азовском море.

Районы исследования: *CP* – северный, *BP* – восточный, *ЦР* – центральный, *ЮР* – южный, *ЗР* – западный, *ТГЗ* – Таганрогский залив, *ТМЗ* – Темрюкский залив, *ТЗ* – Таманский залив, *КП* – Керченский пролив, *СЗ* – Сивашский залив.

Б – карта-схема отбора проб планктона и зообентоса в прибрежных водах Таманского полуострова и северо-восточного шельфа Черного моря.

Новоросийская бухта: I – порт (на врезке)

1–8 – планктонные станции, 1–19 – бентосные, 11–19 – станции, расположенные вблизи канализационных выпусков;

Кружками (2005 г.) и квадратами (2004–2011 гг.) обозначены станции отбора проб голопланктона и меропланктона.

Туапсинский порт: I – старый порт, II – новый порт

Гетеротрофный бактериопланктон и зоофлагелляты собирали из поверхностного слоя воды. Неконцентрированные пробы фиксировали глутаровым альдегидом до конечной концентрации 1%. Пробы обрабатывали методом эпифлюоресцентной микроскопии с применением флуорохрома акридинового оранжевого и примулина на черных ядерных фильтрах с диаметром пор 0.17–0.4 мкм (Hobbie et al., 1977; Caron, 1983; Davis, Sieburth, 1982). Учитывали различные размерно-морфологические группы бактерий: одиночные мелкие и крупные (длиной более 2 мкм) палочки, нити, бактерии, прикрепленные к частицам детрита и образующие микроколонии. Подсчет организмов производили по формуле (Кузнецов, Дубинина, 1989):

$$x = \frac{S \cdot 10^6 \cdot a}{s \cdot n \cdot v},$$

где

S – площадь фильтра, мм²,

10^6 – коэффициент для перевода мм² в мкм²,

a – сумма организмов, подсчитанная в n полях зрения,

n – число полей зрения,

s – площадь окулярной сеточки, мкм²,

v – объем профильтрованной воды.

Объемы бактериальных клеток и зоофлагеллят определяли по формулам геометрического подобия, рассчитанным П.Ю.Сорокиным (ЮО ИОРАН). Гетеротрофных жгутиконосцев идентифицировали по работам (Жуков, 1978, 1993; Моисеев, 1983).

Инфузории. Ресничных простейших собирали из поверхностного слоя воды и подсчитывали в свежих пробах воды в камере типа пенал под бинокулярным микроскопом (без предварительной концентрации и фиксации) по методике (Сорокин, 1980; Sorokin, 1999). Инфузории при подсчете отличались по размеру, форме, характеру движения и отсутствию хлоропластов. Для учета мелких инфузорий использовали метод эпифлюоресцентной микроскопии с применением флуорохрома акридинового оранжевого и примулина. Крупные инфузории учитывали в концентрате, полученном методом обратной фильтрации 1.5 л воды. В каждой пробе просчитывали не менее 10 полей зрения. Идентификацию производили *in vivo*, во временных препаратах и на препаратах, импрегнированных протарголом и карбонатом серебра. Наблюдения за живыми инфузориями производили на предметных стеклах. Особь из «живой» пробы отлавливали при помощи микропипетки и помещали в лунку с фиксирующей жидкостью (10%-ый раствор глутаральдегида или жидкость Буэна) (Dragesco, Dragesco-Kerneis, 1986; Carey, 1992; Foissner et al., 1999; Gifford, Caron, 2000;

Kurilov, 2010). После кратковременной фиксации (5–10 мин) инфузорий помещали в каплю чистого глицерина или подкисленного уксусной кислотой раствора красителя в чистом глицерине (для окраски ядер). На отдельных экземплярах в качестве фиксатора использовали кадмий сернокислый. Биомассу инфузорий определяли по среднему объему и численности в каждой размерной группе и стандартным методом (Мамаева, 1979, 1980; Курилов, 2004; Брянцева, Курилов, 2003).

Голопланктон и меропланктон – ракообразные, личинки донных животных, крупные коловратки и прочие организмы размером > 200–500 мкм собирали средней сетью Джеди (диаметр входного отверстия 25 см, размер ячеей 120 мкм) методом тотальных ловов. Пробы фиксировали 2–4%-ным раствором нейтрального формальдегида и обрабатывали в лабораторных условиях по стандартной методике. Пересчет зоопланктона на 1 м³ объема воды выполняли по формуле:

$$N = n / \pi R^2 \cdot H,$$

где

N – количество организмов зоопланктона в 1 м³,

H – глубина лова,

R – радиус входного отверстия сети,

n – количество организмов зоопланктона в пробе.

Количественную оценку производили с учетом коэффициента уловистости сети – Б/С (Павельева, Сорокин, 1972; Туманцева, Сорокин, 1983; Шушкина, Виноградов, 2002). Калибровку сетей выполняли с помощью двенадцати пластиковых 5-литровых батометров Нискина (гидрофизический комплекс «Розетта» с зондом «Sea Bird-19» фирмы Sea-Bird Electronics, Inc., США) в 82/83 и 120-м рейсах НИС «Акванавт» (Селифонова, Ясакова, 2012б). Батометры замыкали через каждые 3–5 м. Собранные пробы фильтровали через сито 40 мкм. Одновременно на тех же горизонтах собирали послойно зоопланктон большой и малой сетями Джеди (размер ячеей сита 100, 120 и 150 мкм) с помощью замыкателей конструкции Н.В. Ясакова (Ясакова, Селифонова, 2007) и Нансена. В частности для сети с размером ячеей 120 мкм был принят коэффициент, равный 1.5–2, для организмов < 200 мкм – десяти. Вычисление биомассы производили по стандартным методикам (Мордухай-Болтовской, 1954; Петипа, 1957; Численко, 1968).

Ихтиопланктон. Сбор икринок и личинок рыб осуществляли сетью Богорова-Расса (Б–Р 80/114 см, ячеей 500 мкм, площадь входного отверстия 0.5 м²) и мальково-нейстонным тралом (МНТ). Отбор проб производили в режиме горизонтального 5-ти минутного поверхностного траления на скорости судна до 2-х узлов и вертикального лова в слое от 10 до 0 м (Расс. 1993).

Идентификацию ихтиопланктона, определение этапов развития и состояния пелагической икры проводили по работам (Дехник, 1973; Соколовский, Соколовская, 2008). Частично или полностью помутневшая икра принималась за мертвую, сжатие желтка, искривление хорды, пузырьчатые включения вокруг эмбриона рассматривали как аномалии в эмбриональном развитии. Процентное соотношение мертвых к общему количеству обнаруженных организмов (по ловам Б–Р и МНТ) использовали как индикатор качества состояния планктонного сообщества. Численность организмов по данным вертикальных ловов рассчитывали под 1 м^2 , по данным горизонтальных – экз./100^3 .

Зообентос рыхлых грунтов. Пробы отбирали дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0.04 м^2 в нескольких повторностях. Животных отделяли от грунта процеживанием через сито (ячейка 500 мкм). Индекс плотности зообентоса вычисляли по формуле $\sqrt{R \times B}$, где R – частота встречаемости, B – биомасса. Камеральную обработку производили по работе (Руководство..., 1983). Пробы фиксировали 70%-ным раствором этанола, с первичной фиксацией полихет формалином. После определения численности животных взвешивали на весах. Для ряда видов использовали средние веса, которые определяли взвешиванием нескольких десятков особей. Все количественные данные пересчитывали на м^2 . Зоопланктон и зообентос классифицировали с использованием материалов интернет-сайта Worms (World register of marine species).

Определение величины первичной продукции макрофитов производили кислородным скляночным методом (Винберг, 1969). Пробы воды с водорослью отбирали в светлые калиброванные емкости объемом 1.5 л и экспонировали в экспериментальном бассейне в условиях, близких к *in situ* по освещенности и температуре. Кислород измеряли методом Винклера.

Судовые балластные воды. Исследование населения балластных вод коммерческих судов производили с использованием оригинальных методик (Селифонова, 2010б, 2011в). Образцы балластной воды на соленость, гетеротрофную микрофлору и инфузорий собирали с поверхности. Соленость воды измерялась аргентометрическим методом в лаборатории химии ЮИ ИО РАН и ЮНЦ РАН с погрешностью $\leq 0.02\%$.

Функциональный анализ. Расчет ориентировочного биотического баланса и функциональных параметров экосистем производили согласно схеме, разработанной Ю.И.Сорокиным (Sorokin, 1978, 1979, 1981, 1999) с привлечением необходимого литературного материала по фитопланктону, гребневику, зообентосу (Гребневик, 2000; Шохин и др., 2005; 2006; Ясакова, 2006; 2012). Биомассу рыб рассчитывали, исходя из соотношения между продукцией и выловом рыб (Сорокин, 1982; Рыбинское..., 1972). Для расчета продукции ключевых компонентов экосистемы, величин их рационов, затрат на обмен и дыхание

использовали коэффициенты удельной продукции (P/B), эффективности использования усвоенной пищи на рост (K_2), усвояемости пищи (U) (таблица 1.2). С помощью этих данных были рассчитаны основные элементы балансового равенства потребления и расходования пищи $C = P + D + F$ (в кДж/м²), где $P + D$ – усвоенная часть рациона (A), неусвоенная часть (F). На основе балансовых расчетов суточных потоков энергии между ключевыми параметрами (фитопланктон, бактерии, зоофлагелляты, инфузории, голопланктон, меропланктон, гребневики, зообентос, рыбы, аллохтонное ОВ (органическое вещество) и детрит) были разработаны энергетические трофодинамические модели для экосистем.

Таблица 1.2 – Эмпирические данные для расчета элементов суточных энергетических балансов в летний сезон*

Компонент сообщества	P/B	K_2	U	СAL (калорийность)
Фитопланктон	0.85	0.87	–	0.7
Бактериопланктон	0.81	0.32	–	1.5
Инфузории, зоофлагелляты	0.7	0.55	0.6	0.9
Голопланктон, меропланктон	0.12	0.45	0.6	0.7
Гребневики	0.04	0.5	0.6	0.03
Зообентос	0.035	0.3	0.5	0.25
Рыбы	0.015	0.25	0.8	1.0

Примечание. * – по: Основы..., 1979; Сорокин, 1982; Заика, 1983; Мамаева и др., 1983; Виноградов, Шушкина, 1987

Для выявления особенностей видовой структуры зоопланктона в районах исследования использовали метод многомерного шкалирования (MDS-анализ) (Песенко, 1982; Clarke, 1993; Clarke, Warwick, 1994). Материал обрабатывали при помощи пакета прикладных программ для анализа биологических данных PAST 1.18. Выделение фаунистических группировок с учетом количественного развития особей выполняли при помощи кластерного анализа. Оценку видового разнообразия производили по индексу Шеннона, который выражали в количестве «нит/особь» (коэффициент перевода в биты – 1.4426) (Протасов, 2002).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \text{ где } p_i \text{ – доля особей } i\text{-го вида.}$$

Глава 2. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

Черное море представляет собой самый крупный меромиктический водоем, в котором водная толща постоянно расслоена на верхнюю аэробную и нижнюю анаэробную сероводородные зоны. С этой особенностью режима Черного моря, а также замкнутостью его бассейна в значительной степени связана уязвимость его экосистемы к антропогенному воздействию, особенно эвтрофированию, поскольку интенсивность протекающих в анаэробной зоне процессов образования сероводорода прямо связана с масштабами поступления органического вещества (ОВ) с берега (Сорокин, 1982). Являясь частью бассейна Атлантического океана, Черное море соединяется с ним на юге через Средиземное море проливами Босфор, Дарданеллы и Гибралтар. На северо-востоке оно соединяется Керченским проливом с Азовским морем. Наибольшая длина моря составляет 1148 км, наименьшая ширина – 258 км. Площадь моря составляет 423 тыс. м², длина береговой линии 3.4 тыс. – 4.1 тыс. км, максимальная глубина 2258 м, объем воды 537 тыс. м³. При этом слой воды с глубинами до 160 м, в котором присутствует кислород, составляет всего около 10% этого общего объема. На дне черноморской впадины выделяют шельф, континентальный склон и абиссальное плато. В северо-восточной части моря шельф широкий и мелководный в северо-восточной части – узкий и глубокий.

2.1. Северо-восточный шельф Черного моря

Эта часть российского сектора Черного моря простирается от Анапы до Сочи. Рельеф дна характеризуется узким шельфом и сильно расчлененным материковым склоном (Черное море..., 2011). Ширина шельфа здесь составляет в среднем 8 км. Граница шельфа редко превышает глубину 110 м. Переход к материковому склону резкий, уклон составляет 15–20°. Склон сильно расчленен каньонами, часть которых приурочена к устьям рек, и осложнен грядами и возвышенностями, основания которых распространяются до глубин 1400–1800 м. Согласно работе (Виноградов и др., 2005) на северо-восточном шельфе выделены три эколого-батиметрические зоны: мелководная (до глубины 30 м), переходная (глубины 30–100 м), свал глубин (глубины от 100–1500 м). Динамика вод в прибрежной зоне, ограниченной кромкой шельфа, обуславливается взаимодействием центрального циклонического общечерноморского течения (ОЧТ) и прибрежными антициклоническими вихрями (ПАВ). (Овчинников и др., 1996). ПАВ по

форме подобны эллипсам, их большие оси, ориентированные вдоль берега, имеют длину 30–40 миль, а малые (поперечные) оси – 15–20 миль. В прибрежной зоне шириной 6–8 миль от берега течение под переменным воздействием ПАВ и ОЧТ приобретает характер циклонических возвратно-поступательных реверсивных движений вдоль берегового направления. Благодаря свойству конвергентности, ПАВ аккумулирует растворенные и взвешенные загрязнения, которые погружаются в их центрах вместе с нисходящим движением вод на глубину и рассеиваются. Поскольку в головных (фронтальных) областях ПАВ составляющая орбитального движения направлена к берегу (берег справа), то они могут привносить загрязнение в бухты и заливы.

Температура воды. Минимальная среднемесячная температура поверхностного слоя воды в прибрежной зоне наблюдается в феврале и составляет 6.2–8.6°C. В марте начинается прогрев мелководных участков. К апрелю поверхностная температура возрастает до 10–11°C. В мае-июне продолжается быстрый прогрев вод. Максимум температуры наблюдается в августе – 25.5–28.9°C. В сентябре начинается повсеместное выхолаживание вод с опережением в мелководных районах, вследствие чего уже в октябре-ноябре наблюдается зимний тип распределения температуры поверхностного слоя прибрежных вод с минимумами в мелководных и максимумами в относительно приглубых областях.

Соленость. Среднегодовая соленость в прибрежной зоне составляет 18‰, близ устьев рек 9‰ (Черное..., 2011). В верхнем 10-метровом слое прибрежной зоны минимум солености (17.01‰) приходится на июль за счет весенне-летнего увеличения стока рек Кавказского побережья, максимум – на декабрь 18.21‰ (Овчинников и др., 1996). На горизонте 50 м максимум приходится на май-июль (18.5‰), минимум – на февраль (18.38‰).

Особенности экологии. До недавнего времени у открытого кавказского шельфа влияние антропогенного загрязнения сказывалось в наименьшей степени (Виноградов и др., 1992). В 1970-х гг. оно отсутствовало даже в полузакрытых бухтах типа Геленджикской (Сорокин, 1982). Однако уже в конце 1980-х гг. концентрация мочевины в прибрежных водах шельфа была на порядок выше, чем в водах открытого моря (Виноградов и др., 1992). По показателям численности бактериопланктона трофический статус открытых районов моря в 1975–1980 гг. изменился с олиготрофного на мезотрофный, а начиная с 1989–1992 гг. в период массового развития нового вселенца гребневика – на эвтрофный (Сорокин, 1996а). В прибрежной зоне и особенно в Геленджикской и Новороссийской бухтах, подверженных сильному антропогенному воздействию, биомасса бактериопланктона уже в 1977 г. была на уровне эвтрофного бассейна. В конце лета 1988

г. в период максимальной рекреационной нагрузки она достигала гиперэвтрофного уровня при биомассе бактериопланктона более 2 г/м³ и при общей численности бактерий 5 млн кл./мл. Соответственно в 5–10 раз возросла и бактериальная продукция. Загрязненные воды, которые поступают с мощным береговым стоком, вызывают периодические «цветения» воды фитопланктоном, в том числе потенциально-токсичными видами (Вершинин, Моручков, 2003; Вершинин и др., 2004; Ясакова, Бердников, 2008, 2009; Ясакова, 2010а, 2010б). Существенным образом изменилась структура донных сообществ шельфа. Массовое размножение и накопление в прибрежных водах гниющих нитчатых зеленых водорослей рода *Cladophora* – одна из самых актуальных проблем курорта Анапа (Vershinin, Kamnev, 2001). Органическое обогащение грунтов на участке от Геленджика до Адлера привело к резкому увеличению плотности двустворчатого моллюска-вселенца *Anadara* cf. *inaequivalvis* (Bruguère) (Чикина, 2009). В отличие от местного более чувствительного к загрязнению моллюска *Chamelea gallina* (Linnaeus), доминировавшего на этих глубинах до 1990-х гг., *A.* cf. *inaequivalvis* более адаптирована к низкому содержанию кислорода благодаря наличию в гемолимфе гемоглобинсодержащих эритроцитов. Считается, что основной причиной деградации прибрежных морских экосистем северо-восточного шельфа, подверженных антропогенному загрязнению, является аккумуляция лабильных сульфидов (Сорокин, Закускина, 2008). Их токсическое действие приводит к обеднению донной фауны и изменению видового состава. Значительную лепту в загрязнение морской среды вносят крупные морские порты городов Новороссийска и Туапсе. Периодические разливы нефтяных углеводородов (НУ), бытовые и промышленные стоки способствует созданию таких эдафических условий и кислородного режима в биотопах портов, которые неприемлемы для жизнедеятельности большинства видов макрозообентоса (Селифонова и др., 2009; Selifonova, 2009; Селифонова, Часовников, 2013). На фоне изменения среды обитания гидробионтов, создаются благоприятные условия для вселения и распространения агрессивных чужеродных гидробионтов, в том числе и потенциально-токсичных видов фитопланктона, заносимых с балластными водами коммерческих судов (Селифонова, 2009б, Селифонова, 2010; Звягинцев, Селифонова, 2010б; Ясакова, 2010а).

Новороссийская бухта – одна из крупнейших бухт северо-восточного побережья Черного моря, глубоко вдается в сушу и представляет собой удлиненный залив, юго-восточная часть которого непосредственно примыкает к открытому морю. Характерной чертой этого водоема считается его сравнительно небольшая глубина, оказывающаяся причиной специфических особенностей в годичном цикле развития планктона. По

рельефу дна и гидрологическим условиям Новороссийскую бухту подразделяют на три района (Водяницкий, 1936). Акватория порта является эстуарной зоной реки Цемес и находится в вершине бухты (площадь $\sim 3 \text{ км}^2$). Этот район характеризуется небольшой глубиной (7–10 м), прозрачностью воды (2.4–5 м) и слабым водообменом с другими районами бухты в связи с огражденностью моловыми сооружениями. Второй район – промежуточный между вершиной бухты и открытым морем (от западного мола до Суджукской косы по западному берегу и от Восточного мола до п. Кабардинка – по восточному берегу). Он характеризуется более интенсивным водообменом, большими глубинами (17.6–23 м) и прозрачностью (7.5–10 м). Третий район – горло бухты, расположен у выхода из Новороссийской бухты (глубины $> 30\text{--}35$ м, прозрачность 10–17.5 м). Протяженность Новороссийской бухты от м. Дооб до оконечности Суджукской косы составляет 28 км, из них – 16.7 км приходится на восточный берег (от корня восточного мола до м. Дооб), 5.6 км – на западный берег (от корня западного мола до оконечности Суджукской косы) и 5.7 км – на бассейн порта. Общая площадь бухты – 53.86 км^2 . Восточный берег характеризуется крутыми склонами, с чем связана высокая прибойность в прибрежной зоне. Здесь располагаются предприятия цементной промышленности, нефтегавань «Шесхарис», военный и торговый флот. У западного берега, где сохранился естественный биотоп скал и камней, значительная загрязненность городскими канализационными стоками и более слабый гидрологический режим в связи с низкими отложениями берегами.

Циркуляция вод. Процессы перемешивания вод в бухте и обмена их с открытым морем протекают весьма интенсивно, за исключением непродолжительных штилевых периодов. Течения в бухте зависят от ветра, который определяет направление и скорость поверхностного течения. При сгонных ветрах нарушается циклоническая система течений и устанавливается обратное течение, при котором у берегов на поверхность выходят глубинные воды (Богданова, 1959). Господствующие ветры северо-восточные (более 26% повторяемости) (Лысина, 1970). Северо-восточный ветер отличается наибольшей устойчивостью и силой. Явление «бора», отмечаемое в г. Новороссийске преимущественно в зимний сезон, наблюдается в среднем 47 дней в году при скорости ветра более 20 м/с (Овчинников и др., 1996). Отклонение среднего поверхностного течения вправо от направления ветра, его вызвавшего, составляет для района порта – 14° , для средней части бухты – 35° , для открытой части – 45° . Летом возрастает повторяемость штилевой погоды. В летний сезон с развитием вертикальной стратификации вод создаются более благоприятные условия для расслоения поля течений по вертикали.

Реакция поля течения на изменение ветра достаточно быстрая (от 15 до 60 мин). По данным инструментальных наблюдений определен ветровой фактор. В среднем его величина колеблется от 1.6 до 1.8 см/с. Для ветров южного сектора значение этого фактора может быть больше, но и в этом случае течения не будут чисто дрейфовыми. Дополнительным фактором служит ветровой нагон в бухте. Отношение скорости придонного компенсационного течения к поверхностному составляет в среднем – 0.8. Скорости течений в бухте распределяются следующим образом: наибольшие значения отмечаются у м. Дооб (в среднем 15.2 см/с, максимум – 33 см/с), а также у восточного берега (в среднем 11 см/с, максимум – 25 см/с). В районе порта и у западного берега течения более слабые (в среднем 8 см/с, максимум – 20 см/с). Циркуляция вод в бухте отмечается и при штилях. Максимальная скорость поверхностного течения при штиле составляет 10 см/с, среднее значение – 7 см/с. На рисунке 2.1.1а показана схема циркуляции воды в бухте при северо-восточном ветре.

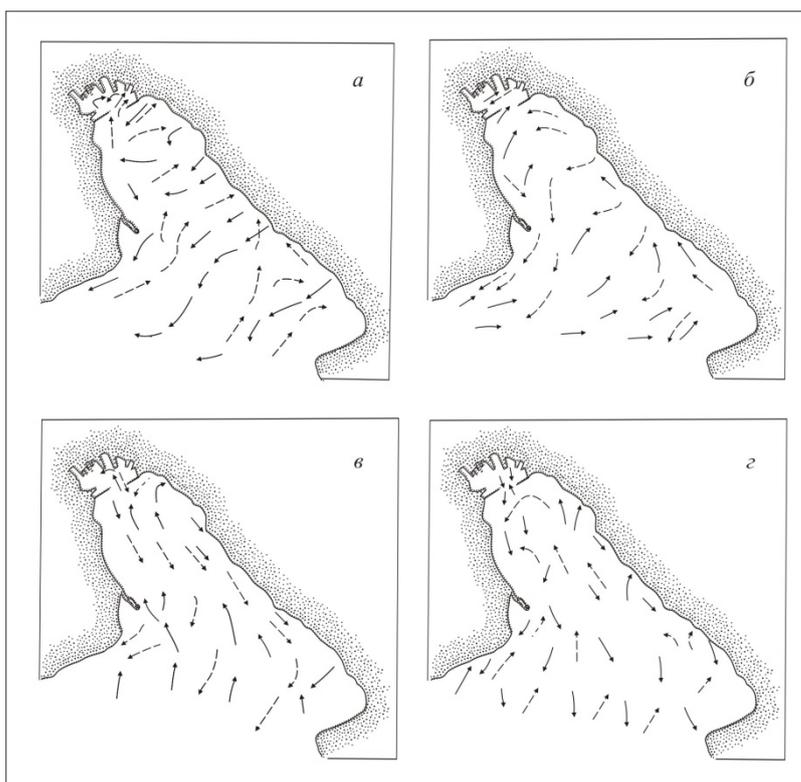


Рисунок 2.1.1 – Циркуляция вод в Новороссийской бухте при северо-восточном ветре (а), юго-западном ветре (б), при юго-восточном ветре (в), при северо-западном ветре (г) (по: Овчинников и др., 1996).
Сплошные стрелки – направление поверхностных течений, пунктирные – придонных

Эта схема реализуется зимой с 35% повторяемостью, летом – 20%, в среднем за год – 26%. В этом случае поверхностное течение идет практически поперек бухты от восточного к западному берегу. Компенсационное придонное течение замыкает своеобразный круговорот, который охватывает акваторию порта и способствует ее водообмену с открытой частью бухты. Аналогичный круговорот, но в обратном направлении, зарождается при западных и юго-западных ветрах (рисунок 2.1.1б). Однако при этом в

бухту затягиваются поверхностные воды открытого моря, обстановка реализуется в среднем с повторяемостью 15% в год. Юго-восточные и южные ветра за год в сумме повторяются 27% случаев, летом – около 35%. При этом скорость ветра и соответственно течений невелика. Схема течений показана на рисунке 2.1.1в. В этом случае происходит наибольший нагон поверхностных вод открытого моря в бухту. Наиболее благоприятны для экологического состояния вод бухты и акватории порта сгонные северо-западные ветра (рисунок 2.1.1г). Подобное явление возникает относительно редко, в среднем за год 7% повторяемости.

Температура и соленость. Среднегодовая температура морской воды у поверхности достигает 14.4°C, в придонном слое – 11.2°C. В течение года значения температуры воды на поверхности моря изменяются от 7–9°C в феврале-марте до 26–29.3°C в августе, т.е. годовой размах колебаний температуры воды на поверхности моря составляет 19–20°C. Соленость морской воды в Новороссийской бухте варьирует от 17.6 до 18.2‰. Значительное опреснение воды (12.9‰) наблюдается в эстуарной зоне реки Цемес.

Донные осадки. Исходя из свойств, глубины и степени изолированности от моря в Новороссийской бухте выделено семь основных типов осадков (Миловидова, Кирюхина, 1985; Миронов, 2002): 1) Черный алевритово-пелитовый ил, который располагается в отгороженной молами вершине бухты. Донный осадок этого района характеризуется максимальными величинами натуральной влажности (до 71.47%) и хлороформного битумоида (1.32 г/100 г осадка), имеет жидкую консистенцию, запах нефти и местами сероводорода, что свидетельствует о восстановительных условиях среды. 2) Темный прибрежный илистый песок, находящийся в Галацкой бухте на глубине 5–10 м. 3) Алевритовый ил средней части бухты, который занимает наиболее обширную площадь на глубинах 20–24 м. Донные осадки здесь представлены в основном светло-серым алевритовым илом с бурым окисленным поверхностным слоем. У восточного берега вблизи нефтегавани «Шесхарис» ил черного цвета с металлическим блеском. 4) Крупный песок с ракушей, расположенный между скалами с илистой зоной средней части бухты двумя полосами вдоль берегов на глубине 10–20 м. 5) Чистый прибрежный песок у выхода из бухты. 6) Чистый илистый песок у выхода из бухты. 7) Глубоководный алевритовый ил.

Особенности экологии. Новороссийский порт – крупнейший на Черном море транспортный узел, пропускная способность которого свыше 5 тыс. судов и 100 млн т груза в год. Важнейшие составляющие грузооборота – нефть и нефтепродукты (80%), черные и цветные металлы, химические соединения и т.п. В акваторию бухты и

прилежащий район п. Южная Озереевка сбрасывается более 50 млн м³ изолированного водяного балласта, что является основным антропогенным фактором биологического загрязнения Черного и Азовского морей (Селифонова, 2010б). Периодически происходят аварийные разливы нефти и нефтепродуктов. Так, в 1997 г. в результате разрыва магистрального нефтепровода в акваторию бухты вылилось 170 т нефти, что привело к значительному количественному обеднению донных биотопов и возникновению зон экологического бедствия (Казмин, Селифонова, 2005). Дноуглубление, отсыпка грунта, а также создание акваторий с ограниченным водообменом, которые принимают все большие масштабы, являясь частью генеральной схемы реконструкции Новороссийской бухты, однозначно повышают загрязнение прибрежных вод и негативно влияют на биоценозы. В конце 1990-х гг. в водах порта отмечены высокие концентрации биогенных элементов и тяжелых металлов (Шимкус и др., 1994; Шендеров, Иноземцева, 2002). В донных осадках эстуарной зоны реки Цемес обнаружены высокие концентрации метана – 11.6 см³/кг (Круглякова, 2002). В конце 2000-х гг. содержание биогенных элементов и НУ в морской воде порта было в пределах нормы, а содержание фенола, ртути, марганца составляло 2–2.6 ПДК, железа – 1.48–5.16 ПДК (Ясакова, Часовников, 2014). Следует отметить, в водах порта в течение всего года отмечена низкая прозрачность, вызванная как общим загрязнением, так и интенсивным взмучиванием грунтов в результате судоходства и преобладанием ветров северного и северо-восточного направлений. Слабый водообмен и интенсивный береговой сток создают на этой полузамкнутой акватории специфические условия для развития биологических сообществ по сравнению с открытой частью бухты (Селифонова, 2001, 2007а; Ясакова и др., 2000; Селифонова и др., 2009; Selifonova, 2009). В водах порта отмечено слабое развитие донной фауны, отсутствие зарослевых биоценозов. В порт поступает 65% от общего городских количества стоков. Считается, что накопление в верхнем слое донных осадков лабильных (кислотно-растворимых) сульфидов является одним из наиболее опасных экологических последствий загрязнения канализационными стоками (Сорокин, Закусина, 2008). Лабильные сульфиды вызывают деградацию донных биоценозов при концентрации > 500 мгS/дм³ в расчете на сырой ил. Измерения, произведенные авторами в 2004 г., показали, что их максимальное содержание в верхнем слое донных осадков Новороссийского порта было близко к предельным величинам для интенсивно загрязняемых прибрежных бухт и лагун – 700–900 мгS/дм³ сырого ила. Суточная скорость сульфатредукции варьировала от 10 до 44 мгS/дм³ или от 300 до 1300 мгH₂S/дм³. Эти величины сопоставимы с

максимальными суточными величинами, отмеченными в донных осадках эвтрофных и гиперэвтрофных бассейнов (Sorokin et al., 1996).

Горло бухты со свободным водообменом по гидрохимическим показателям является чистым районом, хотя здесь находятся не только городские пляжи, пансионаты, санаторно-оздоровительные заведения п. Кабардинка, но и городские канализационные коллекторы. На большей площади западного побережья и открытой восточной части бухты в зоне прибрежья сохранился естественный биотоп скал, камней с донной растительностью, а на глубинах от 15–20 м преобладают серые алевритовые илы с песком и ракушей, для которых характерны биоценозы двустворчатых моллюсков *Mytilaster lineatus* (Gmelin), *Pitar rudis* (Poli) – *Chamelea gallina* (Linnaeus) (Мельник, Смоляр, 2002). В этих районах расположены три рыбопромысловых участка, где ежегодно отлавливается от 10 до 17 т рыбы, в том числе таких наиболее ценных видов, как кефаль, сарган, сельдь, горбыль, калкан, султанка и др.

Туапсинский порт расположен в вершине бухты Туапсе, к юго-востоку от скалистого м. Кадош. Бухта имеет ровное дно с глубинами, постепенно убывающими к берегу. Акватория порта ограничена устьями рек Туапсе и Паук, со стороны открытого моря – южным молотом и юго-западным и западным волноломами (Люция., 1996). Старый порт расположен в наиболее мелководной северо-западной части с глубинами 8–10 м и отделен широким молотом от остальной акватории порта. Новый порт занимает большую площадь порта с максимальной глубиной 15 м в центральной части и у нефтяного причала. В бухту ведет подходной канал длиной 400 м, шириной 120 м, глубина которого 13.5 м.

Донные осадки. Алевритово-пелитовые илы наиболее часто встречаемый тип донных отложений порта. Процесс осадконакопления в Туапсинском порту тесно связан с поступлением терригенного материала с водами ливневых потоков в результате наводнений и разливов горных рек (в бассейн порта впадает девять ливнеотоков). Вместе с глинистым материалом в процессе седиментации участвуют и загрязняющие вещества, в том числе НУ, которые просачиваются в воды порта в результате аварийного разлива из подземных нефтехранилищ. В застойной зоне порта (котлован) НУ аккумулируются, способствуя значительному загрязнению осадков.

В акватории Туапсинского порта выделено пять основных типов осадков: 1) Черный алевритово-пелитовый ил с запахом сероводорода, который располагается в котловане портофлота (Селифонова, Часовников, 2013). Он характеризуется высокими величинами лабильных сульфидов – 860 мгS/дм³ и НУ – 16.3 мг/г. 2) Темный прибрежный илистый

песок береговых стоков городской набережной. 3) Темно-серый алевритово-пелитовый ил центральной части порта. 4) Черный ил района нефтегавани с металлическим блеском и запахом нефти. 5) Выделяется по внешнему виду и более твердой консистенции ил акватории старого порта, в состав которого входят серые, слабо сцементированные глинистые агрегаты.

Циркуляция вод. Наиболее сильные и устойчивые течения наблюдаются в зоне подходного канала. По мере удаления от канала течения в Туапсинском порту ослабевают, уменьшается их устойчивость и интенсивность переноса вод. Водный поток при входе в узость канала концентрируется и усиливается, а между причалами рассеивается и ослабевает, теряя свою скорость и кинетическую энергию за счет трения о мелкое дно и причалы. Поэтому наиболее динамичной и активно вентилируемой является центральная часть порта, где образование застойных зон исключено. В наиболее удаленных участках возможно возникновение застойных зон особенно летом при маловетреной и штилевой погоде. К таким участкам относятся районы котлована и старого порта, где при определенных условиях образуются локальные замкнутые круговороты, ослабляющие вентиляцию вод, вследствие чего там могут концентрироваться растворенные и взвешенные загрязняющие вещества и микроорганизмы. Течения в порту находятся в зависимости от направления ветра, которое весьма непостоянно. Повторяемость ветров северо-восточных направлений 32.8%, юго-восточных, южных и юго-западных направлений – 36% (Туапсинский., 2012). Максимальная скорость ветра 40 м/с достигается при северо-восточном и юго-восточном ветрах, скорость ветра других направлений не превышает 28 м/с. Наибольшая повторяемость морского волнения на подходах к порту приходится на юго-восточное направление и составляет 19.9%. При южных и юго-восточных ветрах в порт затягиваются воды, загрязненные реками Туапсе и Паук, что усиливает эвтрофикацию портовой акватории. При северо-западных ветрах происходит сгон поверхностных вод из порта в открытое море (рисунок 2.1.2). По времени года сильное волнение преобладает осенью и зимой. В центральной части акватории порта в сильный шторм при северо-восточном ветре высота волны достигает 2 м, а у причалов 3.5 м. В силу возможных сочетаний неблагоприятных метеорологических и гидрологических условий, а также из-за стесненности внутренней акватории Туапсе не является портом-убежищем. Со стороны открытого моря наиболее интенсивному волнению порт подвергается при западных ветрах. Во время сильных штормов волны перекачиваются через волноломы, развиваются сейши – колебательные движения воды в

порту, вызывающие циклическое перемещение стоящих у причалов судов (Балинец, 2007).

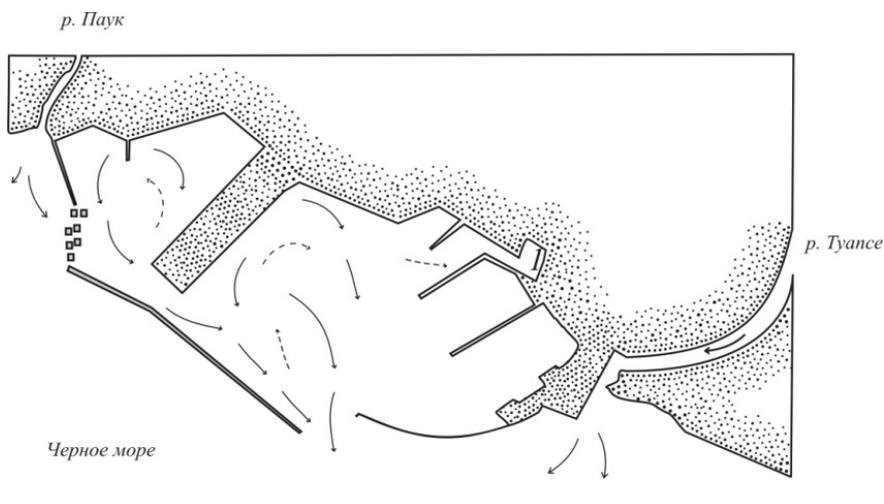


Рисунок 2.1.2 – Циркуляция вод в Туапсинском порту летом при сгонных северо-западных ветрах (по: Комплексная..., 2005). Сплошные стрелки – направление поверхностных течений, прерывистые стрелки – придонных

Основная причина этих движений – длинные волны с периодом от 0.5 до 5 мин, высотой обычно ≥ 30 см, которые образуются в результате воздействия на акваторию порта ветрового волнения и зыби, развивающихся при штормовых ветрах в прилегающем районе моря. Интенсивность сейш зависит от периода собственных колебаний вод порта, а также от характера изменения глубин на подходах к нему. Сейши в Туапсинском порту развиваются с ноября по март при северо-западном шторме (скорость ветра 15–20 м/с, средняя продолжительность действия 8 ч). Возможность возникновения сейш существует в течение всего года при западном и юго-западном штормах (скорость ветра 15–20 м/с, средняя продолжительность 7–11 ч). Наибольшая повторяемость в январе-марте, наименьшая – в августе-сентябре.

Особенности экологии. Туапсинский торговый порт обеспечивает перевозки нефти и нефтепродуктов, навалочных (угля, руды и др.), генеральных грузов и является вторым по объему грузооборота российским черноморским портом. Пропускная способность порта 1 тыс. судозаходов и 20 млн т груза в год, включая 70% НУ. После введения в эксплуатацию нового грузового комплекса возрастет поступление генеральных грузов и НУ, что однозначно приведет к увеличению техногенной нагрузки на акваторию порта. Особую тревогу вызывает нефтеперевалочный комплекс, в который входят нефтегавань порта и нефтяной комплекс. В результате аварии на нефтяном комплексе в течение семи лет (с 2000 по 2007 гг.) Туапсинский порт подвергался воздействию хронического нефтяного загрязнения. Концентрации нефтепродуктов в водах порта превышали фоновые в 22 тыс. раз (Селифонова, Ясакова, 2006). Токсическое воздействие НУ привело к изменению и обеднению структуры планктонных сообществ и снижению

самоочистительной способности экосистемы. В конце 2007 г. трубопроводы были вынесены на поверхность и уровень нефтяного загрязнения в порту значительно уменьшился (объем собираемой нефтемусоросборщиками водонефтяной эмульсии сократился со 100 тыс. до 0.5 тыс. л в месяц). По данным ГОИН (Черное..., 2011) концентрация НУ в 2010 г. в поверхностных водах была невысока (максимум 1.2 ПДК). Содержание синтетических ПАВ изменялось от аналитического нуля до 15 мкг/л в июле-августе. Хлорорганические пестициды не обнаружены.

Таманский порт. Строящийся морской порт – перспективный инвестиционный проект XXI века (Строительство..., 2014). По грузообороту Таманский порт должен стать третьим в России. К 2015 году проектная мощность порта планируется 30 млн. т грузов в год, в последующие годы – 70 млн. т. Порт расположен на юго-западе Таманского полуострова в районе мыса Железный Рог, в поселке Волна Темрюкского района (рисунок 1.1, глава 1). Глубины на подходах к порту составляют 20–25 метров. Таманский порт открытого типа. Акватория порта включает в себя операционные акватории построенных и планируемых гидротехнических сооружений, район рекомендованного пути подхода к порту, район створов и фарватеров подхода к перегрузочным комплексам, районы якорных стоянок, трассу подводного трубопровода с охранной зоной. Морская часть перегрузочного комплекса состоит из трех причальных сооружений длиной до 285 м. Глубины в районе причалов колеблются от 5 до 16 м. Приоритетные грузы – нефть и нефтепродукты, сжиженные углеводородные газы, аммиак, минеральные удобрения, масло, зерно.

Циркуляция вод. Приливные колебания уровня воды незначительны, величины их не превышают 0.1 м. Наиболее существенное влияние на акваторию порта оказывают сгонно-нагонные явления, в основном, под влиянием сильного ветра с запада. Колебания волн составляют 0.5–0.6 м. При скорости ветра более 10 м/сек, высоте волны до 3 м при температуре воздуха 0–10°C и температуре воды 1–6°C появляется опасность медленного обледенения судов (скорость отложения льда менее 0.7 см/час или до 1.5 т/час).

Особенности экологии. Содержание загрязняющих веществ (НУ, свинец, медь, цинк) в грунтах порта не превышает допустимые уровни по критериям Neue Niederlandische Liste.

Лиман «Змеиное озеро». Небольшой по площади лиман «Змеиное озеро» относится к типу мелководных водоемов, сообщающихся с морем (глубина – 8 м). Лиман питается подземными источниками. В 1960-е гг. пресноводное Змеиное озеро было соединено с морем искусственно прорытым каналом. Образовавшаяся удобная бухта и по сей день используется для захода и стоянки рыболовных судов и яхт. Лиман расположен в северо-

восточной части Черного моря на расстоянии 0.8 км к северу от мыса Большой Утриш и 24 км к северо-западу от нефтетерминала «КТК-Р» п. Южная Озереевка. Существует риск заноса в лиман чужеродных видов гидробионтов. Пропускная способность нефтетерминала 35 млн т нефтепродуктов в год (29% объема всех грузоперевозок Новороссийского порта). Причальные сооружения нефтетерминала находятся в море на расстоянии 4–5 км от береговой линии.

Соленость. По данным ЮО ИО РАН соленость воды в лимане «Змеиное озеро» колебалась от 17.72‰ до 13‰ в зонах опреснения (устн. сообщ. В.К.Часовникова, ЮО ИО РАН).

Особенности экологии. По данным ЮО ИО РАН летом насыщение воды лимана растворенным кислородом составляло 76.65–78.11%. Отмечено устойчивое превышение ПДК в воде в 3–4.5 раза по содержанию фенола (0.0045 мг/л), свинца в 2.2 раза (22.19 мкг/л) В донных отложениях концентрация меди превышала допустимые уровни по критериям Neue Niederlandische Liste в 2.5 раза, концентрация нефтепродуктов в 3 раза (150.8 мкг/г), бенз(а)пирена в 1.9 раза (46.6 нг/г).

Сочинский порт. Морской порт Сочи расположен в устье реки Сочи (глубина до 9.2 м). Это единственный специализированный пассажирский порт России на Черном море. В городе Сочи сосредоточено более половины курортного потенциала Краснодарского края. Интенсивная рекреационная нагрузка, многочисленные береговые стоки и реки способствуют загрязнению прибрежных вод.

Соленость. Сезонные колебания солености в районе Сочи составляют от 4.93‰ в устье реки Сочи до 19.94‰ на траверзе устья реки Хоста (Черное море., 2011). Значения ниже 15‰ были отмечены в устьях всех трех крупных рек – Сочи, Хоста и Мзымта.

Особенности экологии. По данным ГОИН (Черное море., 2011) морские воды в прибрежном районе Адлер-Сочи оцениваются как «умеренно загрязненные». В этом районе наибольшая величина загрязнения НУ достигала 0.9 мг/л.

Геленджикская бухта расположена в 40 км к юго-востоку от Новороссийской бухты. Бухта имеет подковообразную форму (длина 3 км, ширина 5 км, ширина при входе в бухту 1.85 км) и вдается в берег между мысами Толстый и Тонкий. Объем Геленджикской бухты $75 \cdot 10^6$ м³, среднегодовой сток с суши около $17 \cdot 10^6$ м³ (в бухту впадает река Су-Аран), глубины – 5–12 м.

Соленость. По данным ГОИН (Черное море., 2011) в течение года соленость воды в бухте колебалась от 14.01 до 15.86‰.

Циркуляция вод. Важнейшим элементом гидрологического режима Геленджикской бухты, во многом определяющим ее экологическое состояние, является водообмен с морем через пролив (Кривошея, Савин, 2003). Самоочищение вод бухты практически полностью зависит от системы течений в бухте и водообмена с морем. Основными внешними факторами, определяющими характер циркуляции вод в бухте, являются: а) течение в прибрежной зоне – постоянно действующий фактор; б) направление, сила и продолжительность действия ветра – эпизодический фактор. В штилевую маловетреную погоду система течений в бухте определяется в основном прибрежным влольбереговым потоком, часть которого ответвляется на траверзе бухты и входит в нее через пролив. При усилении ветра его воздействие на течения в бухте возрастает, а при штормовых ветрах оно становится преобладающим. Приток воды в бухту создает, в первую очередь, вдольбереговое Кавказское течение северо-западного направления, часть которого ответвляется в бухту (постоянно действующий фактор). Этому способствуют проходящие прибрежные антициклонические вихри – их головная часть, где составляющая течения направлена к берегу, и ветры южных румбов (эпизодически действующий фактор). Вынос воды из бухты определяют ветры северо-восточного направления, компенсационные течения, а дополнительным фактором служат прибрежные антициклонические вихри – их тыловая часть, где составляющая течения направлена от берега. По работе (Кривошея, Савин, 2003) в прибрежной зоне и непосредственно в бухте с учетом воздействия ветров выявлено два основных типа циркуляции вод в бухте. К первому типу относятся ситуации, при которых поверхностное течение направлено в бухту, а придонное – из бухты. В этом случае входящий в бухту поток, минуя узость пролива, теряет скорость, рассеивается и дальнейший характер его движения по акватории бухты может иметь три варианта (подтипы *а*, *б*, *в*) (рисунок 2.1.3). Первый тип циркуляции является преобладающим (68% повторяемости). Он крайне неблагоприятен для экологического состояния бухты, так как препятствует выносу из бухты загрязнений, значительная часть которых поступает с берега вместе с ливневым стоком и концентрируется преимущественно в верхнем слое. При этом типе циркуляции в бухту могут привноситься загрязненные сточные воды из городских очистных сооружений, расположенных с мористой стороны мыса Толстый. Поскольку первый тип циркуляции преобладает обычно весной и летом, т.е. в разгар курортного сезона, этот фактор также значительно усугубляет экологическое состояние бухты. Вторым типом циркуляции, когда поверхностные загрязненные воды направлены из бухты, а придонные – в бухту (подтип *г*).

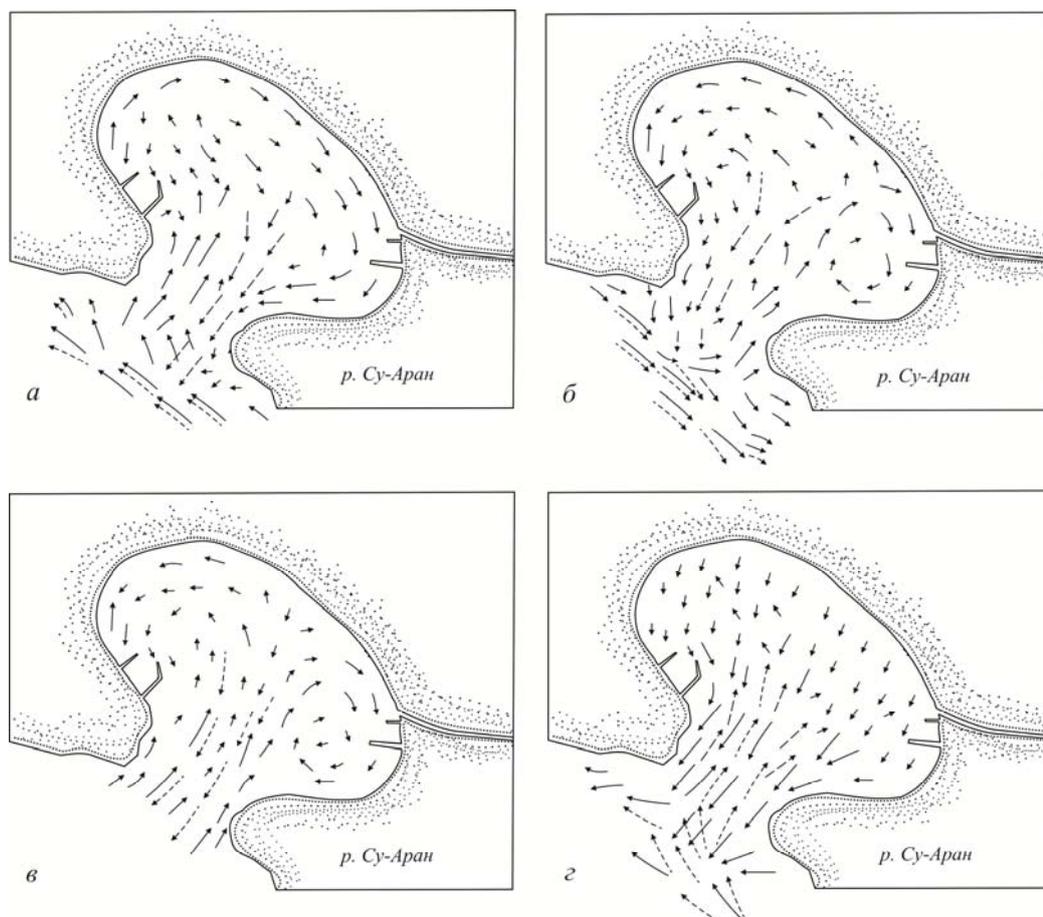


Рисунок 2.1.3 – Циркуляция вод в Геленджикской бухте (по: Кривошея, Савин, 2003).
Сплошные стрелки – направление поверхностных течений, прерывистые стрелки – придонных.

Этот тип не имеет разновидностей, так как течение верхнего слоя из любой точки бухты направлено в пролив к выходу в море. Он преобладает в основном в осенне-зимний период (27% повторяемости), когда рекреационная нагрузка и загрязнение бухты снижаются. Северо-западная часть бухты – наименее вентилируемый участок бухты, где в штилевую погоду наиболее вероятно возникновение застойной зоны с неблагоприятными экологическими последствиями.

Донные осадки. Геленджикская бухта представляет собой депрессию (Чаленко, 2003). Вся прибрежная часть бухты пологая и скалистая. До глубины 5 м дно слагается твердыми породами, прерываемыми в районе городского пляжа песчаными. Песчаные осадки занимают обширный участок на западе. Ракуша и детрит карбонатного состава встречаются повсеместно и развиты локально в центральной части и на юге у входа в бухту, илистые песчаные отложения – на юго-востоке и северо-западе ложа бухты. Алевритово-пелитовые илы распространены в северном и центральном районе и локально на юге, темные алевритовые илы – на выходе из бухты, в северной части, восточной и юго-восточной, где они занимают прибрежный и центральный участок дна.

Особенности экологии. Геленджик – известная здравница России. За счет притока отдыхающих в полузакрытой Геленджикской бухте в летний сезон значительно возрастает рекреационная нагрузка. В конце 1970-х годов величины первичной продукции и биомассы бактериопланктона в бухте достигли уровня мезотрофных вод (Сорокин, 1996а). В 1980-х годах трофический статус водоема изменился с мезотрофного на эвтрофный, а в период максимального прогрева вод приблизился к гиперэвтрофному. В фитоценозах наметилась тенденция увеличения мезосапробных зеленых водорослей, морской травы zostеры и эпифитов в цистозировых сообществах, при одновременном снижении обилия цистозеры (Березенко, 2003). В 1960–1970-х гг. биомасса макрозообентоса рыхлых грунтов колебалась от 10–50 до 135 г/м², причем наибольшая биомасса биоценоза *Chamelea gallina* Linnaeus отмечалась в центральной части бухты и у ее выхода (Миловидова, Кирюхина, 1985; Мельник, 2003). В 1980-х гг. биоценоз *C. gallina* был вытеснен биоценозом *Pitar rudis* Poli – *Chamelea gallina* Linnaeus в юго-западную часть бухты, а его биомасса уменьшилась до 60 г/м². В последние годы в структуре биоценоза *C. gallina* значительно увеличилась доля детритофагов и сестонофагов при почти полном отсутствии ранее обычных моллюсков-фильтраторов родов *Loripes*, *Donax*, *Cerastoderma*. На илистых грунтах морского порта с сильным запахом сероводорода отмечен биоценоз *Capitella capitata capitata* (Fabricius) (35 г/м²), характерный для загрязненных эвтрофных вод.

По оценкам (Якушев и др., 2000; Шендеров, Иноземцева, 2003; Сорокин, Закускина, 2008) основная масса загрязняющих веществ поступает в бухту с ливневыми водами, со сбросом сточных бытовых и промышленных вод с глубоководных выпусков, а также реки Су-Аран. В пробах, отобранных в 2002–2004 гг. в верхнем слое донных садков в зоне порта и городских сточных вод, содержание лабильных сульфидов составляло 700–900 мг/Сдм³ сырого ила (Сорокин, Закускина, 2008). Суточная скорость сульфатредукции варьировала от 10 до 44 мг/Сдм³ сырого ила или 300–1300 мгH₂S/м² поверхности дна за сутки. Эти величины сопоставимы с максимальными суточными величинами, измеренными в донных осадках эвтрофных и гиперэвтрофных мелководных морских бассейнов (Чеботарев и др., 1983; Sorokin et al., 1999). Определенное воздействие на экосистему бухты оказывает торговый порт, расположенный на западном берегу бухты. Через порт переваливается металл, лес, продукты питания (> 100 тыс. т груза в год). В летнее время в бухте резко возрастает количество пассажирских судов. Морской грузовой и пассажирский транспорт, в том числе стоянки судов на рейде, городские ливневые стоки, река Су-Аран – основные источники загрязнения НУ. Содержание этих веществ в

донных осадках реки Су-Аран и пассажирского причала в 2–7 раз превышает ПДК (Круглякова, 2003). Повышенные концентрации СПАВ (1.65 ПДК) в морской воде наблюдаются в северо-западной части бухты. Аномально высокие концентрации метана ($14.6\text{--}18.6 \cdot 10^4 \text{ см}^3/\text{л}$) отмечаются в стоках реки Су-Аран и в районе мыса Тонкий. Содержание высокотоксичного элемента – мышьяка, который входит в состав сельскохозяйственных ядохимикатов, в осадках бухты достигает (11.0–27.0 мг/кг (Пилипчук, Курилов, 2003).

Анапская бухта. Анапская бухта расположена к востоку от мыса Анапский в 52 км к северо-западу от Новороссийской бухты. Бухта мелководная открытого типа, колебание глубин – 2.5–7.5 м. Рельеф дна ровный с незначительным уклоном 2–3° вглубь моря. В бухту впадает река Анапка – небольшой водоток с переменным течением. Река прорезает Анапскую пересыпь (песчаная коса длиной 43 км) и соединяет с бухтой плавни. Пересыпь сформировалась благодаря наносной деятельности р. Кубань, которая до конца XIX века впадала в Черное море через Кизилташский лиман. Пересыпь неоднородна по всей своей длине и тянется от города Анапа до мыса Железный Рог на Таманском полуострове. На ней принято выделять несколько участков пляжей. Море в районе Анапской пересыпи мелководно и хорошо прогревается солнцем. Поэтому температура воды здесь летом в среднем на 2–5°C выше, чем на других, более глубоководных российских черноморских курортах.

Соленость. По данным ГОИН (Черное море., 2011) в течение года соленость воды в бухте колебалась от 14.14 до 16.2‰.

Циркуляция вод. В открытой Анапской бухте циркуляцию вод определяет ОЧТ с генеральным направлением на северо-запад. На его прибрежной периферии формируются антициклонические вихревые образования, смещающиеся вместе с основным потоком ОЧТ. Однако скорость их смещения ниже скорости потока – 0.07–0.1 м/с. Центр антициклона располагается в зоне свала глубин. При размере вихря 40–60 км его периферия проходит в 1 км от берега. В этом случае интенсифицируется вдольбереговое течение, направленное на юго-восток. Для бухты характерна циркуляция вод с наличием двух диаметрально противоположных течений. В зимне-весенний и осенние сезоны отмечено преобладание северо-западных течений со скоростью 0.15–0.2 м/с. Летом наряду с ними отмечаются юго-восточные течения со скоростью 0.2–0.25 м/с. Анапская бухта подвержена воздействию естественного апвеллинга. Основной причиной, вызывающей апвеллинг, является северо-восточный ветер со скоростью > 15 м/с. Для образования поверхностного течения со скоростью 0.2 м/с необходима продолжительность действия

ветра ≥ 12 часов. Во время апвеллинга происходит снос поверхностных вод с мелководья в открытое море и замещение их глубинными водами, поднимающимися из холодного промежуточного слоя, которые богаты биогенными элементами. Вдоль берега Анапской бухты расположено несколько рядов «меляков» – постоянно меняющихся подводных песчаных кос, в которых во время отлива образуется разрывное или отбойное течение с быстринами, представляющее опасность для отдыхающих. Нагнанная с открытого моря с переизбытком вода с трудом удерживается натиском ветра у берега. При его малейшем ослаблении избыточная масса воды устремляется от берега в открытое море. Стремительный поток разрывного течения промывает ложбину на песчаном дне.

Донные осадки. В районе Анапской бухты крупнозернистые осадки с увеличением глубины постепенно переходят в алевритовые илы с примесью песка (Миловидова, Кирюхина, 1985). Выделяют три типа осадков: прибрежный песок глубины < 10 м; 2) илистый песок полосой от 10 до 20 м; 3) алевритовый ил глубины > 20 м.

Особенности экологии. Город Анапа – климатический и бальнеогрязевой курорт всероссийского значения, поэтому порт предназначен в основном для обслуживания пассажирских судов. В конце 1970-х гг. содержание хлороформного битумоида в донных осадках бухты составляло ≤ 0.03 г/100 г, что типично для морских донных осадков континентального шельфа и значительно ниже, чем в бухтах и гаванях (Миловидова, Кирюхина, 1985). В конце 2000-х гг. по данным ГОИН (Черное..., 2011) концентрации биогенных элементов в воде бухты были меньше ПДК. Основной источник загрязнения Анапской бухты – деградировавшая в болото р. Анапка, которая несет избыточное количество легко окисляемого ОВ и поллютантов с территории города, пригородных поселков, виноградников, полей и других сельхозобъектов. Яркий пример последствий такого локального переудобрения прибрежных вод – ежегодное летнее цветение у пляжей Анапы нитчатой зеленой водоросли кладофоры бродячей (род *Cladophora*). Галломы кладофоры, прикрепленные в молодом состоянии к субстрату, позднее отрываются и, разрастаясь, образуют скопления так называемой «тины», грязно-зеленого цвета, неслизистые на ощупь. Накопление гниющих водорослей (камки) в прибрежной части бухты – одна из самых актуальных проблем курорта Анапа (Панькова, 1999). Подсчитано, что за сутки водоросль почти удваивает свой вес. В июле 1999 г. биомасса кладофоры на мелководье от города Анапы до станицы Благовещенской достигала 7.5 тыс. т. Помимо неприятностей, которые она доставляет отдыхающим, кладофора препятствует росту взморника – морской травы, зеленые подводные луга которого раньше покрывали все песчаное мелководье от Анапы до Тамани. Луга взморника – это огромный биоценоз

животных, в том числе морских коньков, игл. Вытесняя морскую траву кладофора снижает продуктивность бухты и возможности рекреационной зоны.

2.2. Керченский пролив

Мелководный и сравнительно неширокий район соединяет Черное и Азовское моря. Его длина составляет 43 км, ширина колеблется от 4 до 42 км. Наибольшие глубины при входе в пролив со стороны Азовского моря ≤ 10.5 м, со стороны Черного – 18 м. При продвижении к середине пролива глубины постепенно уменьшаются и на большей площади составляют около 5.5 м. Площадь пролива 0.8 тыс. км², объем вод – 4.56 м³. На Таманском полуострове расположен Порт-Кавказ, на берегу незамерзающей Керченской бухты – Керченский морской торговый порт.

Циркуляция вод. Основная роль в формировании течений Керченского пролива принадлежит ветру (Еремеев и др., 2003). Кроме ветра, циркуляция вод в проливе зависит также от разности уровней моря на концах пролива, обусловленной сгонно-нагонными колебаниями уровня и различиями в пресном балансе Черного и Азовского морей. Максимальные скорости течений наблюдаются в районе северной узости. При ветре силой 7 м/с, когда уровень между границами канала наибольший, течения здесь достигают величины 60–70 см/с. Минимальные скорости течений (до 10 см/с) наблюдаются в Таманском заливе и в южной части Керченского пролива, обладающей более значительными глубинами и шириной. Преобладающим является перенос вод в проливе из Азовского моря в Черное. Такой перенос возникает при ветрах северных направлений (рисунок 2.1.4а). При южном ветре развивается главным образом черноморский тип течений (рисунок 2.1.4б). Смешанный тип циркуляции вод (15–40% наблюдений) обычно наблюдается либо при смене ветра, либо при малоградиентном поле атмосферного давления.

Температура воды. Особо следует отметить температурный режим Керченского пролива. В этом районе в осенне-зимний период она обычно на 2–4 °С выше, чем в открытом море. Минимальная средняя температура поверхностных вод наблюдается в январе (4°C), придонных – в марте (6°C) (Еремеев и др., 2003). В марте в проливе начинается прогрев воды и формирование сезонного термоклина, который наиболее развит в июне. В августе, когда наблюдается максимум температуры воды (24.5°C), вертикальные различия ослабевают и до декабря воды пролива в среднем однородны по

глубине. В летние месяцы в результате водообмена между Азовским и Черным морями температура воды в проливе ниже, чем в прибрежной зоне моря.

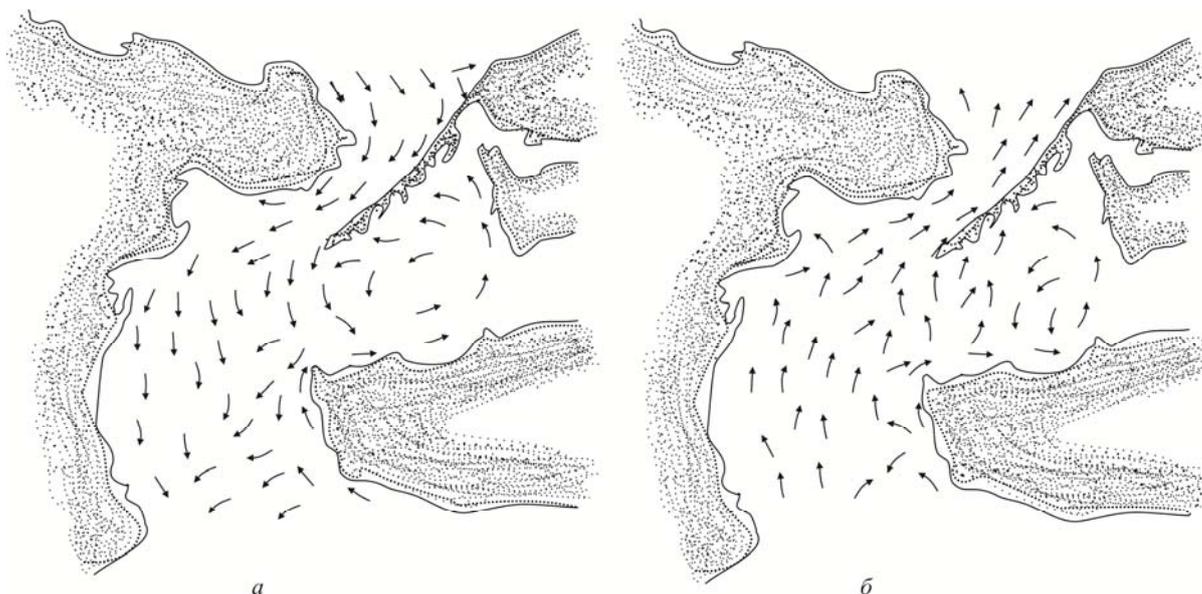


Рисунок 2.1.4 – Схемы течений Керченского пролива (см/с) (по: Еремеев и др., 2003)
а – азовское течение (ветер северных румбов), *б* – черноморское течение (ветер южных румбов).

Соленость. В районе Керченского пролива на стыке черноморских и азовоморских вод располагается фронтальная зона с большими градиентами солености (11–17‰). Сезонный ход солености в Керченском проливе определяется колебаниями компонент пресного баланса и адвекцией вод. При этом он в большей степени зависит от годового хода солености Азовского моря, поскольку в течение года в проливе преобладает азовоморский поток. Максимумы солености поверхностных вод (18‰) наблюдаются в январе и ноябре, когда азовоморский поток ослабевает (Еремеев и др., 2003). Минимальная средняя соленость на поверхности пролива отмечается в июне (14‰), а в придонном слое – в апреле и октябре (16.75‰).

Особенности экологии. Интенсификация судоходства в Керченском проливе увеличивает вероятность возникновения техногенных катастроф (Еремеев, Болтачев, 2008). Примером подобной ситуации являются события, произошедшие 11 ноября 2007 г. в Керченском проливе. Керченский пролив с прилегающими акваториями Азово-Черноморского бассейна – зона интенсивного судоходства и функционирования портовых комплексов. В результате катастрофы серьезные повреждения получили семь судов, из которых один с грузом мазута и три с грузом серы затонули. По различным оценкам, в результате аварии в воду попало от 1.2 до 6 тыс. т НУ, несколько тысяч т природной серы, а также другие поллютанты. Значительное загрязнение вод и береговой

зоны мазутом в первые дни привело к массовой гибели птиц и оказало негативное влияние на морскую среду и развитие планктонных и донных сообществ данной акватории. Присутствие в компонентах экосистемы значительных количеств НУ считается одним из показателей техногенного воздействия на биоту. По данным ГОИН в Азовском море наиболее загрязненные устьевые области рек Дона и Кубани относятся к III классу «умеренно-загрязненные» (Азовское., 2011; Черное., 2011). Наиболее высокие концентрации НУ в 2010 г. были отмечены в воде устьевых зон рек Дона – 0.16 мг/л (3.2 ПДК), Кубани – 0.24 мг/л (4.8 ПДК) и в Керченском проливе – 0.29 мг/л (6 ПДК). В донных отложениях пролива содержание НУ варьировало от 273 до 1325 мкг/г сухого вещества.

2.3. Азовское море

Азовское море – внутренний полузамкнутый мелководный водоем, который на юге соединяется Керченским проливом с Черным морем и относится к системе Средиземного моря Атлантического океана. Площадь водоема составляет 39 тыс. км², объем при среднем многолетнем уровне 290 км³, средняя глубина 5–6 м (Гребневик., 2000). Наибольшая длина моря от Арабатской стрелки до дельты Дона составляет 360 км, а максимальная ширина с севера на юг \square 180 км. В Азовское море впадают две крупные реки \square Дон и Кубань и около 20 небольших речек, значительная часть которых стекает с северного берега. Дон, впадающий с северо-востока, в нижнем течении образует небольшую многорукавную дельту, площадь которой 540 км². Устье Кубани, расположенное в юго-восточной части моря, представляет собой обширную двухрукавную дельту, площадь которой равна 4.3 тыс. км².

По рельефу дна и гидрологическим условиям в Азовском море выделено восемь районов (Гребневик..., 2000). Особый интерес вызывают районы с высокими градиентами гидрологических показателей \square области смешения водных масс, так называемые фронтальные зоны, где формируются специфические условия среды, определяющие структуру и динамику развития планктонных сообществ. К таким районам следует отнести устьевые области рек Дона и Кубани (Таганрогский, Темрюкский заливы), гипергалинный Сивашский залив (Гнилое море), который располагается на северо-западе и соединяется с морем Тонким проливом.

Таганрогский залив. Этот обширный, сильно вытянутый район располагается в северо-восточной части Азовского моря и отделен от моря косами Долгой и Белосарайской. Таганрогский залив является самым большим заливом в Азовском море.

Объем залива \square 23.9 км³, площадь \square 5.3 тыс. км². Его протяженность по параллели составляет 140 км, наибольшая ширина \square 52 км, наименьшая \square около 26 км. По распределению ионного состава солей залив подразделяется на три района: III (западный) – от выхода в море до линии коса Кривая – коса Ейская; далее до линии коса Беглицкая – Порт-Катон простирается II (центральный) район; и от Порт-Катона до морского края дельты – I (восточный). Глубинный западный район включает большую часть залива, его воды значительно осолонены. Восточный район, примыкающий к дельте самой многоводной реке бассейна – Дон, охватывает наиболее мелководную и опресненную часть Таганрогского залива. Дно залива с востока на запад плавно понижается. Глубины в заливе 1–9 м при средних значениях 4.9 м. В северной части Таганрогского залива расположены три российских порта – Ростов-на-Дону, Азов и Таганрог, в западной – украинский порт Мариуполь.

Темрюкский залив располагается в восточной части Азовского моря и омывает Таманский полуостров и дельту реки Кубани. Залив вдается в сушу на 27 км и ограничен мысами Ахиллеон на западе и Ачужевским – на севере. Его ширина у входа 60 км, глубина около 10 м. В залив впадает главный рукав реки Кубани. На побережье Темрюкского залива в устье реки Кубани находится портовый город Темрюк – один из центров рыбной промышленности Краснодарского края.

Сивашский залив. Самый мелководный гипергалинный район. Его наибольшая глубина \leq 3.2–3.5 м, площадь водного зеркала около 2.5 тыс. км². Сивашский залив отделен от Азовского моря низкой и узкой песчано-ракушечной косой – Арабатской стрелкой. Сиваш делится на западную, центральную и восточную части. Восточный Сиваш (ширина 100 м) соединяется с Азовским морем через Генический пролив. Центральный Сиваш очень сильно расчленен заливами и проливами. В этой части Сиваша располагается масса островов. Узкий Перекопский перешеек (ширина 8 км) отделяет Западный Сиваш от Каркинитского залива Черного моря.

Рельеф морского дна. Дно Азовского моря представляет собой мелководную равнину, так называемая аккумулятивная равнина Панова, максимальная глубина которой в центральной его части достигает 15 м (Матишов и др., 2008). Расположение изобат, близкое к симметричному, нарушается небольшой вытянутостью их на северо-востоке в сторону Таганрогского залива. Изобата 5 м располагается примерно в 2 км от берега, удаляясь от него около Таганрогского залива и в самом заливе около устья Дона. В Таганрогском заливе глубины увеличиваются от устья реки Дон (1–2 м) по направлению к открытой части моря, достигая на границе залива с морем 9 м. В рельефе дна Азовского

моря отмечаются системы подводных возвышенностей, вытянутые вдоль восточного (банка Железинская) и западного побережий (банки Морская и Арабатская), глубины над которыми уменьшаются от 8–9 до 3–5 м. Для подводного берегового склона северного побережья характерно широкое мелководье (20–30 км) с глубинами 6–7 м, для южного побережья – крутой подводный склон до глубин 11–12 м.

Донные осадки. В Азовском море донные осадки в основном представлены глинистым илом, алевритовым илом, илистым песком и песком (Хрусталеv, 1999). Пески в Азовском море распространены до глубины 7 м. У западного побережья пески ограничены изобатой 4–5 м, а у восточного – глубинами до 2 м. Глинистые илы (фракция менее 0.01 мм) имеют наибольшее распространение. Они занимают почти всю центральную часть моря, область с глубинами более 9–10 м. Остальную часть дна моря занимает алевритовый ил. Донные отложения в Таганрогском заливе в основном представлены глинистым илом, алевритовым илом, илистым песком и песком

По характеру современного осадконакопления в Азовском море выделяются область интенсивной аккумуляции наносов, зона транзита материала и слабой аккумуляции и зона устойчивого размыва. Область интенсивной аккумуляции расположена в восточной и юго-восточной частях Таганрогского залива, где осаждается выносимый рекой Дон взвешенный материал, и в центральной части Азовского моря. Область слабой аккумуляции и транзита материала соответствует зоне ветровых течений, кольцом опоясывающей море. Эта область расположена на глубине 6–10 м. Здесь взмученный волновыми движениями тонкий материал и обломки ракушек перемещаются ветровыми течениями. Зона устойчивого размыва охватывает прибрежную полосу моря до глубины в среднем 6–7 м. В северной и западной частях она приурочена к восточным берегам аккумулятивных форм и Арабатской стрелки, в восточной части – к Ейскому полуострову, Ахтарскому и Бейсугскому лиманам. В этой зоне динамика наносов определяется формированием материала абразии за счет деятельности прибойного потока в приурезовой зоне, перемещением продуктов разрушения вдоль берега, суммарным действием прибойного потока и вдольбереговых течений, а также перемещением частиц от берега и отложением их в зоне аккумуляции. Общая площадь зоны устойчивого размыва достигает 20% поверхности дна моря.

Циркуляция вод. Для Азовского моря наиболее характерны течения со скоростью 2–10 (повторяемость 60%) и 10–20 см/с (повторяемость 30%) (Гребневик..., 2000). Максимальная скорость течения в Азовском море – 65 см/с, в приустьевых районах – до 2 м/с. Течения в Азовском море в основном зависят от направления ветра, который

вызывает дрейфовые и компенсационные потоки (Гребневик..., 2000; Течение..., 2004). Большая изменчивость течений — следствие неустойчивости ветрового режима, мелководности моря и его сравнительно небольшой площади. Зимой наибольшую повторяемость имеют северо-восточные ветры (50%), летом — западные и юго-западные (40%), которые определяют направление и скорость поверхностного течения и компенсационного. Если скорость северо-восточного ветра одинакова или в северной части моря она больше, чем в южной, то в западной части моря наблюдается циркуляция вод против часовой стрелки (рисунок 2.2.1а).

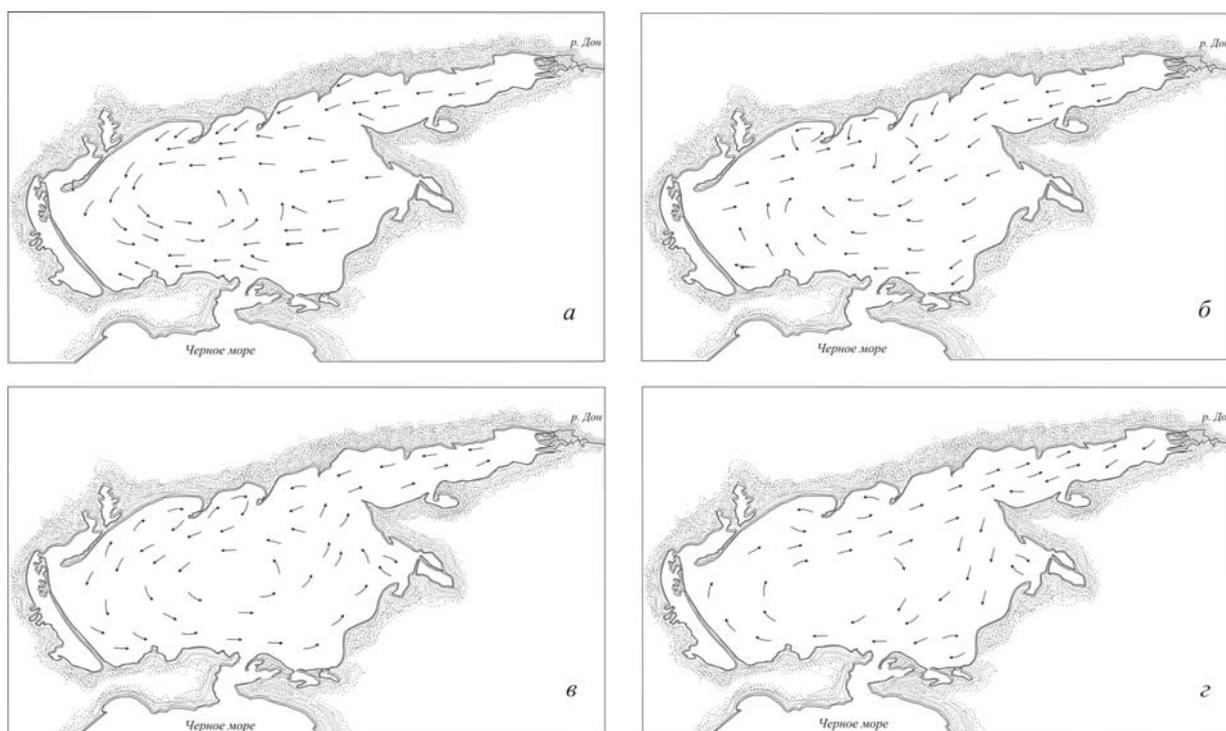


Рисунок 2.2.1 – Циркуляция вод в Азовском море (по: Течение..., 2004)

а – направление течений при северо-восточных и восточных ветрах (скорость ветра одинакова над всем морем или больше над северной частью),

б – направление течений при северо-восточных и восточных ветрах (скорость ветра больше над южной частью моря),

в – направление течений при умеренных юго-западных и западных ветрах (скорость ветра одинакова над всем морем),

г – направление течений при юго-западных и западных ветрах (скорость ветра больше над северной частью моря).

Если скорость северо-восточного ветра в южной части моря больше, чем в северной, то в северной части моря отмечается циркуляция вод по часовой стрелке (рисунок 2.2.1б). При умеренном юго-западном ветре в Таганрогском заливе наблюдается нагон воды (рисунок 2.2.1в). В северной части моря в это время происходит ослабление ветрового течения и изменение его направления на противоположное. В центральной части моря отмечается

циркуляция вод против часовой стрелки. Если скорость юго-западного ветра в северной части моря больше, чем в южной, то в центральной части моря происходит циркуляция вод по часовой стрелке (рисунок 2.2.1z). При слабых и переменных ветрах циркуляция вод нарушается и течения становятся хаотическими.

Волнение. Особенностью волнового режима является ограниченность волн средних размеров при любой силе ветра. Волнение в открытом море при установившемся ветре 7 м/с формируется по всему морю уже через два часа. В связи с мелководностью водоема такое волнение способствует перемешиванию всей водной толщи и подъему со дна значительного количества иловых и песчаных частиц. В Азовском море преобладают высоты волн <1 м (повторяемость 75%). Повторяемость высот волн 1–2 м составляет 20–45%, высот волн $2 \leq 3$ м $\leq 13\%$. В центральной, самой глубоководной части моря высоты волн не превышают 3.5 м, и только в очень редких случаях они достигают 4 м. В наиболее штормовые месяцы (декабрь – март) развитие волнения ограничивается наличием льда. При штормовых ветрах северо-восточного и западного направлений поле волнения охватывает весь водоем, причем максимальная высота волны 3 м образуется на большей части водоема. Юго-западные штормовые ветра вызывают сильное волнение у северных и восточных берегов. В прибрежных районах частота волнения и высота волн бывают особенно значительными при ветрах нагонных направлений. В Керченском проливе в районе северной узости преобладает волнение северных, северо-восточных и юго-западных румбов. Высоты волн (1.8–2 м) в северной узости пролива наблюдаются редко, в основном, при волнении северного и северо-восточного направлений.

Температура воды. Температурный режим Азовского моря отличается большой сезонной изменчивостью, свойственной неглубоким континентальным водоемам. Среднегодовая температура воды составляет на севере 11–12°C, на юге – около 13°C. Наиболее низкая температура воды наблюдается в декабре-феврале и достигает на большей части моря 0°C или немного ниже ($0.7 \leq 2.9$ °C); лишь в его южной части сохраняется положительная температура воды ($1 \leq 3$ °C), хотя и здесь в суровые зимы она может понижаться до ≤ 0.3 °C. В это время море покрывается льдами. В открытой части моря и в Керченском предпроливье льды плавучие, а в прибрежной зоне моря, в Таганрогском и Темрюкском заливах образуется сплошной ледяной покров. Ледостав в иные годы продолжается 4–4.5 месяца (с декабря по март). Толщина льда достигает 80–90 см. С марта температура воды быстро повышается и в мае достигает 18°C. Летом в открытом море она составляет $22 \leq 25$ °C, в прибрежной зоне ≤ 32 °C. В Сивашском заливе вода прогревается до 35°C. Со второй половины августа температура воды в Азовском

море начинает заметно понижаться и к ноябрю падает до $6-10^{\circ}\text{C}$. Мелководность Азовского моря способствует быстрому распространению ветрового и конвективного перемешивания до дна, что приводит к выравниванию вертикального распределения температуры и ее перепад в большинстве случаев не превышает 1°C (Бронфман и др., 1979). При сильных и продолжительных умеренных ветрах все слои воды перемешиваются наступает полная гомотермия (рисунок 2.2.2а). Однако летом при штиле образуется слой скачка температуры, ограничивающий обмен с придонными слоями. В результате, особенно в штилевые погоды, возможна значительная стратификация, достигающая вертикальных градиентов в $9-10^{\circ}\text{C}$.

Соленость. Азовское море – солоноватоводный водоем. Диапазон изменения солености по акватории водоема – от практически пресной воды вблизи дельты Дона и в устье реки Кубани до 17‰ в Керченском предпроливье (рисунок 2.2.2б) и $25-180\text{‰}$ в северной и южной частях Сиваша.

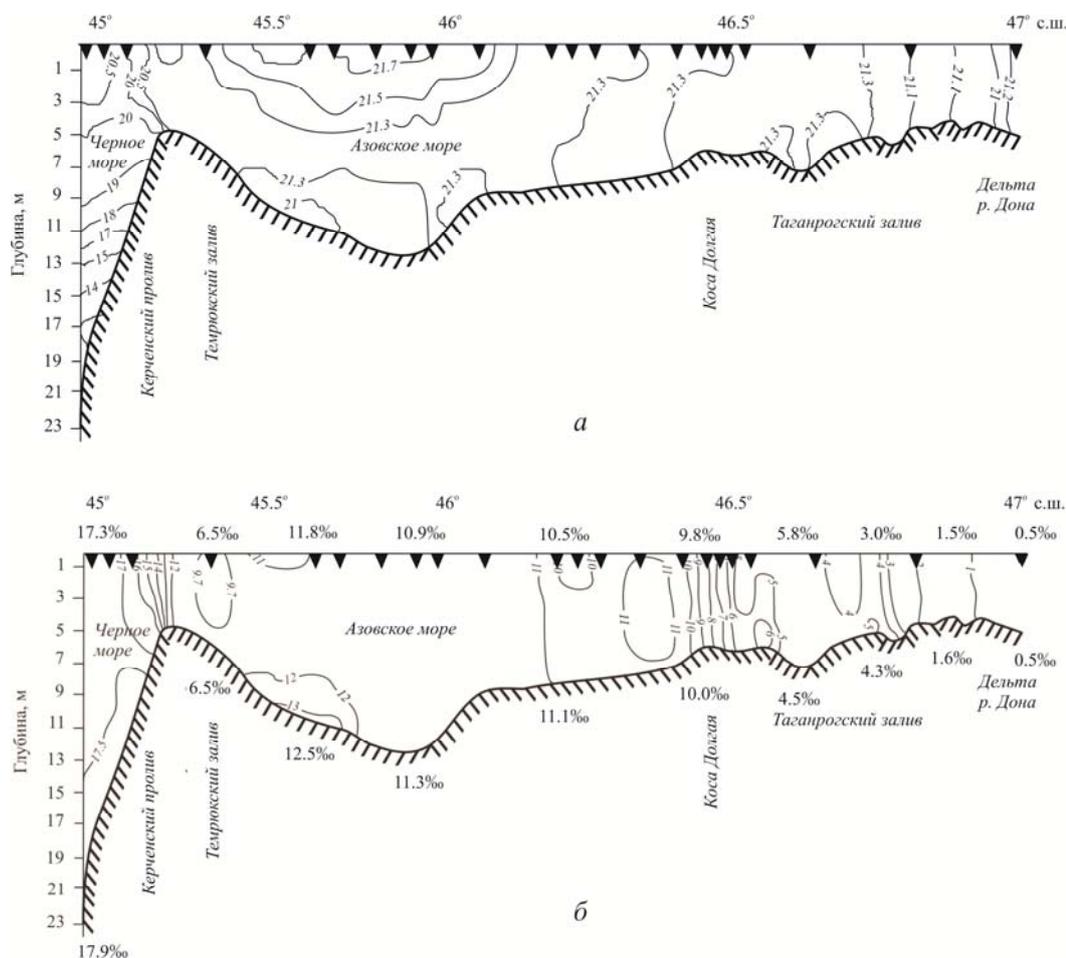


Рисунок 2.2.2 – Вертикальный профиль температуры (а) и солености (б) в плоскости разреза от дельты реки Дона до выхода из Керченского пролива в Черное море в конце июня 2001 г. (по Матишов и др., 2004): треугольниками обозначены станции отбора проб

Наиболее высокие значения солености в Азовском море отмечены в конце зимы, наиболее низкие – летом, что обусловлено режимом поступления вод (Матишов и др., 2004). Сезонные колебания солености обычно редко превышают 1‰. Они наиболее значительны в Таганрогском заливе, где довольно велико влияние стока реки Дона. Здесь соленость изменяется от 0.5–1‰ в вершине залива до 9–10‰ при выходе из него. Азовское море фактически представляет собой бассейн с хорошо выраженными термогалинными градиентами. В Таганрогском заливе существует несколько фронтальных зон: в приустьевой области с глубинами от 0.5 до 3.5 м, где соленость изменяется от 0.5 до 3‰, и в центральной части на разрезе Ейск – Кривая коса с соленостью воды от 4 до 9‰. Переходная зона между речными и морскими массами занимает область с соленостью от 1 до 5‰. Фронтальные зоны с большими градиентами солености разделяют воды Таганрогского залива и открытой части моря (пределы изменения солености 4–11‰). Формирование гидрологического режима Темрюкского залива зависит от стока реки Кубани и активности водообмена через Керченский пролив. Соленость в этом районе колеблется от 6.5 до 9.5 ‰.

Основным поставщиком материкового стока в Азовское море являются реки Дон (68%) и Кубань (27%) и малые степные реки северного и северо-восточного Приазовья. В годы 50%-ной обеспеченности стока в море поступает 41.1 км^3 , 75%-ной обеспеченности – 49.0 км^3 , 25%-ной обеспеченности – 30.1 км^3 речных вод. Нормой естественного стока речных вод в Азовское море принято считать $43 \text{ км}^3/\text{год}$ (Бронфман и др., 1979). Пресный сток непосредственно влияет на соленость и качество воды в год поступления только в Таганрогском заливе, прилежащей к нему северо-восточной части моря и в узкой полосе восточного побережья. Основная часть водообмена Азовского моря происходит через Керченский пролив. В среднем из Азовского моря ежегодно вытекает 53.6 км^3 воды, а в него поступает 36.7 км^3 черноморской воды (Матишов и др., 2004)

Анализ многолетней изменчивости солености Азовского моря позволяет выделить период осолонения (с 1952 по 1976 гг.) и период распреснения (с 1977 г. по настоящее время), а также несколько характерных периодов меньшей продолжительности (Гребневик., 2000; Матишов и др., 2006). Зарегулирование стока реки Дона и заполнение чаши Цимлянского водохранилища обусловило отъем в 1952–1955 гг. $28\text{--}50 \text{ км}^2$ речной воды и вызвало увеличение солености открытого моря до 12.2‰, Таганрогского залива – до 8.9‰. В 1956–1966 гг. в многоводную климатическую фазу – речной сток увеличился до $37 \text{ км}^3/\text{год}$, а соленость уменьшилась 11.3‰. Основной причиной, вызвавшей увеличение солености в 1967–1976 гг., следует считать пониженный материковый сток

при одновременном нарастании водопотребления и повышенной адвекции черноморских вод. В результате соленость увеличилась до 13.8‰ при объеме речного стока 28 км³/год. Период 1977–1982 гг. характеризовался резким снижением солености с 13.8 до 10.9‰. При этом колебания речного стока составили от 33 до 49 км³. В 1983–1992 гг. соленость снизилась в среднем понизилась еще на 0.5‰ и оказалась на экологически предельно допустимом уровне (11.5) при колебаниях в отдельные годы от 11.2‰ (1983, 1992) до 12‰ (1985, 1986). Начиная с 1993 г. по настоящее время соленость Азовского моря изменяется от 10 (1998, 2000) до 11 (1995, 1996) при среднем значении 10.5‰. Средний за эти годы приток речных вод составил 36.5 км³. Современный период характеризуется относительно незначительными различиями в распределении солености по акватории Азовского моря – 1.2‰.

Прозрачность воды. Прозрачность воды Азовского моря очень низка вследствие обилия взвешенных частиц ила и планктона. Обычно на глубинах до 5 м она равна 1 м, на более глубоких акваториях – до 2–2.5 м, в Таганрогском заливе – около 0.7 м (Гребневик..., 2000). В штилевую погоду фитопланктон концентрируется в поверхностных слоях, часто придавая окраску воде и снижая прозрачность практически до 0. Наибольшая прозрачность воды 5–8 м иногда наблюдается в южной части моря у Керченского пролива.

Особенности экологии. В прошлом Азовское море характеризовалось как водоем с высокой биологической продуктивностью, имеющий важное рыбопромысловое значение. Зарегулирование стока рек Дона и Кубани, изменение гидрологического режима, загрязнение, бесконтрольная эксплуатация природных ресурсов и массовое развитие хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) привело к тому, что один из самых продуктивных водоемов мира утратил былое промысловое значение, а его экосистема стала претерпевать глубокие изменения.

По мнению (Сорокин, Закусина, 2008) одной из причин современной дестабилизации экосистемы Азовского моря и потери ее экономических ресурсов следует считать накопление лабильных сульфидов (кислотно-растворимых) в верхнем слое донных осадков. В центральной наиболее глубоководной части моря, а также в районах с незначительной гидродинамической активностью, расположенных в непосредственной близости от берега, отмечены восстановленные осадки с высоким содержанием лабильных сульфидов (350–700 мгS/дм³ сырого ила). По данным авторов их наибольшая концентрация зарегистрирована в июне 2005 г. на мелководных станциях, расположенных в зоне прибрежных городов. Эти загрязняющие органические стоки образуют черные илы, в

которых содержание лабильных сульфидов превышает 800 мгS/дм^3 ($> 0.2\%$ от сухого осадка). Такая их концентрация является летальной для большинства видов донной фауны – моллюсков и полихет. При концентрации сульфидов выше 1000 мг/л сырого осадка, вымирает вся донная фауна. Высокое содержание сульфидов ($800\text{--}1000 \text{ мгS/дм}^3$) отмечено в зоне воздействия загрязняющих стоков городов Бердянска, Приморско-Ахтарска, Тамань, Керчь, Порт Кавказ. Процесс окисления лабильных сульфидов, которые накапливаются в восстановленных осадках, является ключевым фактором, вызывающим быструю деоксигенацию водной толщи в Азовском море. Гипоксия – это не единственная и часто не главная причина смертности донной фауны и обеднения ее видового состава в зонах замора. Вымирание отдельных компонентов зообентоса и рыб-бентофагов может иметь место и при отсутствии гипоксии придонного слоя в периоды, когда стратификация водной толщи отсутствует. Сульфидный ион \square сильный цитохромный яд, адаптироваться к которому могут лишь немногие представители водной фауны, что обычно влечет за собой деградацию всей экосистемы водоема (Сорокин, Билио, 1981; Stankhovich, 1984). Растворенный сероводород, угнетая эукариотный фитопланктон, способствует его вытеснению из фитоценоза и замещению его потенциально токсичными цианобактериями, которые не только толерантны к сероводороду, но и используют его в своем метаболизме. Следствием является развитие необычайно плотных цветений цианобактерий в мелководных морских бассейнах, имеющих катастрофические последствия для их фауны. В мелководных морских бассейнах скорость отдачи сероводорода в придонную воду может достигать $0.2\text{--}0.4 \text{ г S/м}^2$ поверхности дна или $2\text{--}4 \text{ мг H}_2\text{S/л}$ за сутки (Sorokin et al., 1996). Именно такую концентрацию сероводорода была зарегистрирована в придонном слое воды в центральной части Азовского моря в июле-августе 2001 г. (Якушев и др., 2003). Зона замора находилась в восточной части котловины Азовского моря. Поступление ОВ с речным стоком и жаркая безветренная погода очевидно привели к формированию скачка плотности, изолировавшего нижний $1\text{--}3 \text{ м}$ слой воды от возможности поступления растворенного кислорода. Концентрации основных элементов ($\sim 90 \text{ мкМ}$ сероводорода, 17 мкМ аммония, 6 мкМ фосфатов, 7 мкМ марганца) свидетельствовали о чрезвычайной эвтрофикации всего бассейна Азовского моря. Во время рейса в центральной части моря обнаружено цветение воды токсичными синезелеными водорослями и большое количество мертвых рыб, в том числе осетровых, плавающих на поверхности. Периодически возникающая летом стратификация водной толщи приводит к гипоксии в придонном слое воды (Бронфман, Хлебников, 1985) и образованию значительных участков сероводородного заражения донных осадков в эстуарных зонах Таганрогского и Темрюкского заливов

(Жукова и др., 2005; Матишов и др., 2008). Концентрации фосфатов, нитратов, нитритов и кремния на устьевых взморьях в среднем в 2–3 раза превышают таковые на выходе в открытую часть моря.

В зоне термогалинных градиентов наблюдаются аномально высокие концентрации хлорофилла *a*. В эстуарных зонах моря преимущественное развитие имеют бактерии, токсичные синезеленые и динофитовые водоросли (Макаревич, 2007; Селифонова, 2010а; Selifonova, 2011).

Таганрогский залив – уникальный эстуарный биотоп, где из-за мелководности и обедненности донной растительности фитопланктон является основным продуцентом органического вещества. Его высокая биологическая продуктивность во многом обусловлена объемом речного стока. Для экосистемы Азовского моря Таганрогский залив имеет особое значение, поскольку здесь нагуливаются и откармливаются многие проходные, полупроходные рыбы ценных видов, включая осетровых. Вместе с тем, интенсивная эксплуатация биоресурсов и воздействие хищного гребневика привели к катастрофическому падению рыбных ресурсов, деградации биоценозов и, как следствие, перестройке основных трофических уровней. В летний сезон в условиях стратификации вод в Таганрогском заливе регулярно наблюдаются катастрофические «цветения» синезеленых водорослей, которые охватывают не только восточную, но центральную часть залива (Селифонова, 2010а). На изображениях, полученных с ИСЗ в весенне-летний период, отчетливо видно быстрое развитие цветения фитопланктона, которое начинается с Таганрогского залива (эстуария реки Дон) и затем охватывает все Азовское море и Керченский пролив (Еремеев и др., 2003). Накопление биомассы токсичного фитопланктона в толще воды, как правило, приводит к весьма опасному феномену – гипертрофикации вод. Такие «цветения» нередко сопровождаются заморами – гибелью зоопланктона, зообентоса и рыб.

Глава 3. ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ И ПРОСТРАНСТВЕННАЯ СТРУКТУРА ОСНОВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПРИБРЕЖНЫХ БИОЦЕНОЗОВ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ

3.1. ГЕТЕРОТРОФНЫЙ БАКТЕРИОПЛАНКТОН, ЗООФЛАГЕЛЛЯТЫ И ИНФУЗОРИИ

Бактериопланктон – один из важнейших компонентов морских экосистем (Сорокин, 1982). На его долю приходится до половины суммарного дыхания планктонных сообществ в открытых районах моря и 80–90% в прибрежных районах и бухтах, получающих дополнительный приток ОВ с суши. Наряду с величинами первичной продукции фитопланктона общая численность и биомасса бактерий в верхнем слое воды морского водоема, а также средний объем их клеток, служат одним из существенных показателей уровня его трофического и экологического состояния (Сорокин, 1996а).

Начиная с середины 1970-х гг. в экосистеме Черного моря произошли кардинальные изменения, связанные с усилением антропогенной нагрузки (Виноградов и др., 1992). В результате этих изменений трофический статус Черного моря сдвинулся с олиготрофно-мезотрофного до мезотрофно-эвтрофного, а в бухтах до гиперэвтрофного.

При анализе многолетней динамики бактериопланктона выделяют три основных периода, первый из которых – начальный, когда экосистема основной акватории моря сохраняла свое ювенильное состояние, исключая периодические явления эвтрофирования бухт, подвергавшихся интенсивной нагрузке (Сорокин, 1996а). В западной и мелководной северо-западной части моря эта фаза закончилась в середине 1970-х гг., в восточной половине моря более глубоководной, получающей меньше речного стока, она сохранилась до конца 1970-х гг. Второй период – период быстрого эвтрофирования сначала северо-западной части моря под влиянием роста на 1–2 порядка биогенного стока реки Дунай в 1974–1975 гг., а затем и восточной половины моря, происходившего в 1976–1978 гг. под влиянием горизонтального водообмена и переноса эвтрофированных поверхностных водных масс с основным черноморским течением из западной части. Этот период сопровождался ростом первичной продукции в открытых районах моря и переходом трофического статуса вод в летний сезон от олиготрофно-мезотрофного к эвтрофному. Третий период (начиная с 1987 г., с максимумом развития в 1989–1991 гг.) – период катастрофического изменения планктонных сообществ моря под влиянием вселения в Черное моря хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz. В результате нормальное функционирование пищевой цепи было нарушено в виду элиминирования гребневиком основных потребителей микропланктона, соответственно

изменились характер сезонной динамики отдельных его групп и уровень их биомассы (Шушкина, Виноградов, 1991).

Сезонная динамика бактериопланктона наиболее подробно изучена в прибрежной зоне у Геленджика (Мамаева и др., 1983). Зимой и весной 1977 г., а также в начале лета вплоть до июля в этом регионе общая численность бактерий колебалась (в основном от интенсивности их выедания простейшими) в пределах 0.3–1.0 млн кл./мл при средних значениях 0.5 млн кл./мл и приближалась к уровню плотности бактериопланктона в водах открытого моря, уже начавшего испытывать эффект общей эвтрофикации всего водоема. Максимальное обилие бактерий в Геленджикской бухте было отмечено в августе–сентябре в период наибольшей рекреационной нагрузки. В это время биомасса в бухте достигала уровня эвтрофного водоема (0.4–0.5 г/м³) при их численности около 2 млн кл./мл. В 1988 г. пики численности бактерий были зарегистрированы в середине мая (2 млн кл./мл), в середине июля (2.3 млн кл./мл), в августе–сентябре (2–5 млн кл./мл) (Ильченко, Мамаева, 1991). Биомасса бактерий в периоды максимальной численности достигала 2.5 г/м³, что соответствует уровню в гиперэвтрофных удобряемых лагунах (Сорокин, 1996а). Отмеченные подъемы в развитии микрофлоры являлись следствием поступления в бухту с ливневыми потоками бытовых сточных вод и канализационных стоков. В этот период вибрионные клетки составляли до половины суммарной биомассы бактериопланктона. В Новороссийской бухте отмечена та же закономерность увеличения обилия бактериопланктона. В середине 1990-х гг. биомасса гетеротрофных бактерий летом достигала 0.6 г/м³ (Селифонова, 2000, 2002), причем на отдельных станциях в водах порта она была более 1 г/м³ при общей численности бактерий 5.1 млн кл./мл. В конце 1990-х гг. в период максимального прогрева воды показатели общей численности бактерий в водах порта достигали максимальных величин для загрязняемых бухт северо-восточного шельфа – более 10 млн кл./мл (Вяткина и др., 2002). В аналогичный период в Туапсинском порту независимо от сезонных факторов численность микрофлоры была в два–три раза ниже, чем в Новороссийской бухте и на порядок меньше в сравнении с кутовой ее частью (Селифонова и др., 2001). Численность нефтеокисляющих бактерий была сопоставима со средними показателями по Новороссийской бухте, но ниже, чем в водах порта.

Зоофлагелляты составляют существенную часть гетеротрофного нанопланктона – организмов с размерами 2.0–20.0 мкм; инфузории, размер которых колеблется от 20.0 до 200.0 мкм, – микрозоопланктона (Sieburth et al., 1978). Эти простейшие организмы являются важнейшими компонентами морского зоопланктона как по биомассе, так и по своему функциональному значению в пищевых сетях и процессах самоочищения (Сорокин, 1996б; Селифонова, 2002). Инфузории доминируют в составе биомассы морского микрозоопланктона. Лишь в прибрежной зоне моря наряду с ними могут превалировать коловратки и

многоклеточный зоопланктон – личиночные стадии донных беспозвоночных. Количественные оценки биомассы микрозоопланктона показали, что на его долю приходится до 20–50% суммарной биомассы зоопланктона. При этом его продукция и траты на обмен обычно превосходят долю сетного зоопланктона. Важная роль гетеротрофных нанофлагеллят и инфузорий в морских экосистемах состоит во влечении в планктонную пищевую сеть гетеротрофного бактериопланктона и пикоцианобактерий, поскольку морской метазойный зоопланктон как правило обеднен тонкими фильтраторами, способными потреблять взвешенные в воде бактериальные клетки. В море основная часть гетеротрофной продукции бактериопланктона и автотрофной первичной продукции, создаваемой пикоцианобактериями, используется микрогетеротрофами через так называемую «микробную петлю» (Ducklow et al., 1986; Ducklow, Carlson, 1992).

Зоофлагелляты относятся к классу Zoomastigophorea. В морских водоемах они представлены преимущественно отрядом Choanoflagellida (воротничковые жгутиконосцы) и близким к нему отрядом Vicosoecida, представители которых имеют домики, а также голыми жгутиконосцами, которые принадлежат к отрядам Kinetoplastida и Protomonadida (Сорокин, 1996б). Воротничковые жгутиконосцы населяют главным образом холодные воды высоких широт или доминируют в холодное время в водах умеренных морей. Vicosoecida часто заселяют частицы детрита и поверхность клеток отмирающих водорослей. В умеренных морях в теплое время года, а также в тропических морях основу биомассы зоофлагеллят составляют представители голых жгутиконосцев из родов *Vodo*, *Parabodo*, *Vodomorpha*, *Rhynchomonas*, *Monas*, *Oicomonas*, *Anthophysa*. Средние размеры клеток зоофлагеллят 3–10 мкм. Основной их пищей служат бактерии и мелкие пикопланктонные водоросли; это преимущественно цианобактерии из рода *Synechococcus*. Для количественного учета морских зоофлагеллят вначале использовали метод счета в живой капле. Счет производили в камере типа пенал глубиной 1.5 мм под фазовоконтрастным микроскопом (Сорокин, 1980). В конце 1970-х гг. были выполнены первые систематические исследования состава и распределения зоофлагеллят в восточной части Черного моря и прикавказской зоне у Геленджика (Моисеев, 1980, 1983). В начале 1980-х гг. появилась возможность учитывать зоофлагелляты в фиксированных пробах методом эпифлуоресцентной микроскопии на черных ядерных фильтрах (Копылов, 2003; Копылов, Романенко, 2004).

Размеры морских планктонных инфузорий варьируют от 8–15 мкм (наноцилиаты) до 200–250 мкм (крупные тинтиниды-фитофаги). Среди них есть раковинные инфузории, имеющие хитиновый домик (тинтиниды), и алорикатные (голые) формы. В планктоне открытого моря в среднем 60–90% биомассы дают голые инфузории малых и средних размеров (15–50 мкм) из сем. *Strombidiidae*, *Strobilidae*, *Didiniidae*, *Colepidae*, *Euplotidae*, *Peritromidae*. Наиболее часто

встречаются представители родов *Strombidium*, *Strobilidium*, *Didinium*, *Lochmaniella*, *Coleps*, *Euplotes*, *Tontonia*, *Peritromis*, *Mesodinium*. В прибрежной зоне в планктоне появляются эпибионтные и бенто-планктонные инфузории из родов *Prorodon*, *Tiarina*, *Urostila*. Раковинные инфузории представлены в морских водоемах сем. Tintinnidae, Codonellidae, Codonellopsidae, Ptychocyliidae, Metacyliidae. Лишь в очень редких случаях они формируют значительные по плотности сообщества, соизмеримые с голыми инфузориями (Павловская, 1976; Гаврилова, 2005; Селифонова, 2001, 2011a, 2011г).

Ранние сведения об инфузориях Черного моря касались лишь видового состава тинтиннид, которые в некотором количестве всегда присутствуют в сетных пробах зоопланктона (Косякина, 1937; Галаджиев, 1948). Первые количественные оценки инфузорий были выполнены сотрудниками Института биологии южных морей НАН Украины (Заика и др., 1976; Павловская, 1971, 1976). Из-за отсутствия достаточно надежных полевых методов учета алорикатные инфузории долгое время не определяли в ходе рутинных гидробиологических исследований. Методические трудности их учета стали причиной фрагментарного изучения черноморских инфузорий (Павловская, 1971, 1976; Туманцева, 1987; Копылов, Сажин, 1988; Туманцева и др., 1991; Островская и др., 1993). Основное внимание исследователей уделялось тинтиннидам (Галаджиев, 1948; Петран, 1968; Морозовская, 1968; Островская и др., 1993; Скрябин, 1995; Гаврилова, 2005, 2010; Gavrilova, Dolan, 2007). Знания об инфузориях Черного моря существенно расширила Н.В.Мамаева (1980, 1983). Наиболее полные фаунистические списки планктонных свободноживущих инфузорий (186 таксономических форм) для прибрежных участков северо-западной части были получены А.В.Куриловым (1999, 2000, 2003, 2004, 2006, 2011; Kurilov, 2007, 2010); для мягких грунтов северо-восточной части (116 таксономических форм) – А.И.Азовским (2002). В Новороссийском порту инфузории и зоофлагелляты впервые исследованы в 1980-х гг. (Копылов, Сажин, 1988). Последующее изучение их таксономического состава и межгодовых изменений обилия показало, что протозойный планктон является существенным компонентом экосистемы Новороссийской бухты и играет важную роль в трофодинамических процессах пелагиали (Селифонова, 2001, 2002, 2007б). Обнаружение в составе тинтиннид новых видов инфузорий (Гаврилова, 2005, 2010; Селифонова, 2011a, 2011г) свидетельствует о значительной неустойчивости экосистемы Новороссийской бухты к инвазиям чужеродных организмов. Слабая изученность гетеротрофных бактерий и простейших прибрежной зоны северо-восточного шельфа, испытывающей значительный антропогенный пресс, определяет актуальность настоящего исследования.

Гетеротрофный бактериопланктон. В исследуемых бухтах и портах обнаружены высокая численность и биомасса бактерий. В водах Новороссийского порта средняя за период

исследования численность колебалась от 3.5 до 4.7 млн кл./мл, биомасса – от 0.63 до 0.94 г/м³ (Селифонова, 2014б).

Таблица 3.1.1 – Численность и биомасса гетеротрофных бактерий и простейших в открытой части Новороссийской бухты, Туапсинского порта и других портовых зонах

Компонент	Новороссийская бухта, открытая часть										
	2006 г.				2007 г.			2011 г.			
	V	VI	VII	VIII	V	VII	IX	III	VI	VIII	X
Бактерии	<u>1.5</u> 0.2	<u>1.7</u> 0.3	<u>1.9</u> 0.29	<u>2.3</u> 0.46	<u>0.65</u> 0.15	<u>2.0</u> 0.56	<u>2.5</u> 0.67	<u>0.6</u> 0.12	<u>1.7</u> 0.29	<u>3.5</u> 0.65	<u>1.6</u> 0.3
Флагелляты	<u>1024</u> 0.056	<u>2880</u> 0.07	<u>1900</u> 0.08	<u>2100</u> 0.15	<u>1900</u> 0.076	<u>1250</u> 0.056	<u>2500</u> 0.15	<u>980</u> 0.012	<u>2780</u> 0.097	<u>4010</u> 0.18	<u>2320</u> 0.09
Инфузо- рии	2006 г.				2007 г.			2008 г.			
	V	VI	VII	VIII	V	VII	IX	VII	IX	X	
	<u>27.3</u> 100.5	<u>20.8</u> 115	<u>40.6</u> 245	<u>54.6</u> 319	<u>12.8</u> 92	<u>22.4</u> 462	<u>52.6</u> 587	<u>67</u> 270	<u>21</u> 160	<u>17</u> 100	
	2009 г.			2010 г.			2011 г.				
	VI	VIII	X	VI	IX	X	III	VI	VIII	X	
<u>14.3</u> 172	<u>26.4</u> 248	<u>19.2</u> 205	<u>27</u> 287	<u>5.6</u> 54	<u>18.6</u> 234	<u>10.5</u> 168	<u>43.2</u> 472	<u>45.9</u> 350	<u>83.0</u> 445		
	Туапсинский порт, открытая часть										
	2009 г.				2010 г.			2011 г.			
	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	III	V	VIII	XI
Бактерии	<u>0.5</u> 100.0	<u>0.3</u> 68.0	<u>2.6</u> 540.0	<u>3.0</u> 550.0	<u>1.2</u> 252.0	<u>1.1</u> 211.0	<u>3.2</u> 500.0	<u>0.78</u> 156.0	<u>1.9</u> 386.0	<u>4.2</u> 868.4	<u>1.9</u> 334.8
Бактерии	Лиман «Змеиное озеро»					Таманский порт					
	2010	2011				2013	2014				
	IX	III	V	VIII	XI	VIII	XI	III	VII		
	<u>3.31</u> 0.63	<u>0.89</u> 0.12	<u>2.2</u> 0.39	<u>4.78</u> 0.85	<u>1.8</u> 0.25	–	–	–	<u>1.46</u> 0.29		
Инфузо- рии	<u>2.5</u> 0.1	<u>13.0</u> 0.2	<u>18.4</u> 0.47	<u>46.1</u> 0.82	<u>10.7</u> 0.25	<u>14.0</u> 0.21	<u>4.4</u> 0.076	<u>3.9</u> 0.08	10.4 0.14		

Примечание. Над чертой – численность бактерий (10⁶ кл./мл) и флагеллят и инфузорий (10⁶ экз./м³), под чертой – биомасса, г/м³; римские цифры – месяцы.

За пределами порта эти показатели были в 2 раза ниже (таблица 3.1.1). Максимальные значения численности и биомассы приходились на лето и начало осени. При повышении температуры воды наблюдали тенденцию к росту микробных популяций до 7.5–8.6 млн кл./мл (биомасса – 1.5–2.0 г/м³) (рисунок 3.1.1). По показателям численности и биомассы гетеротрофного бактериопланктона такие воды согласно работе (Сорокин, 1996) соответствовали нижнему уровню гиперэвтрофных вод. В карманах порта, испытывающих

сильное загрязнение береговыми стоками, максимальное обилие бактериопланктона могло достигать 12 млн кл./мл.

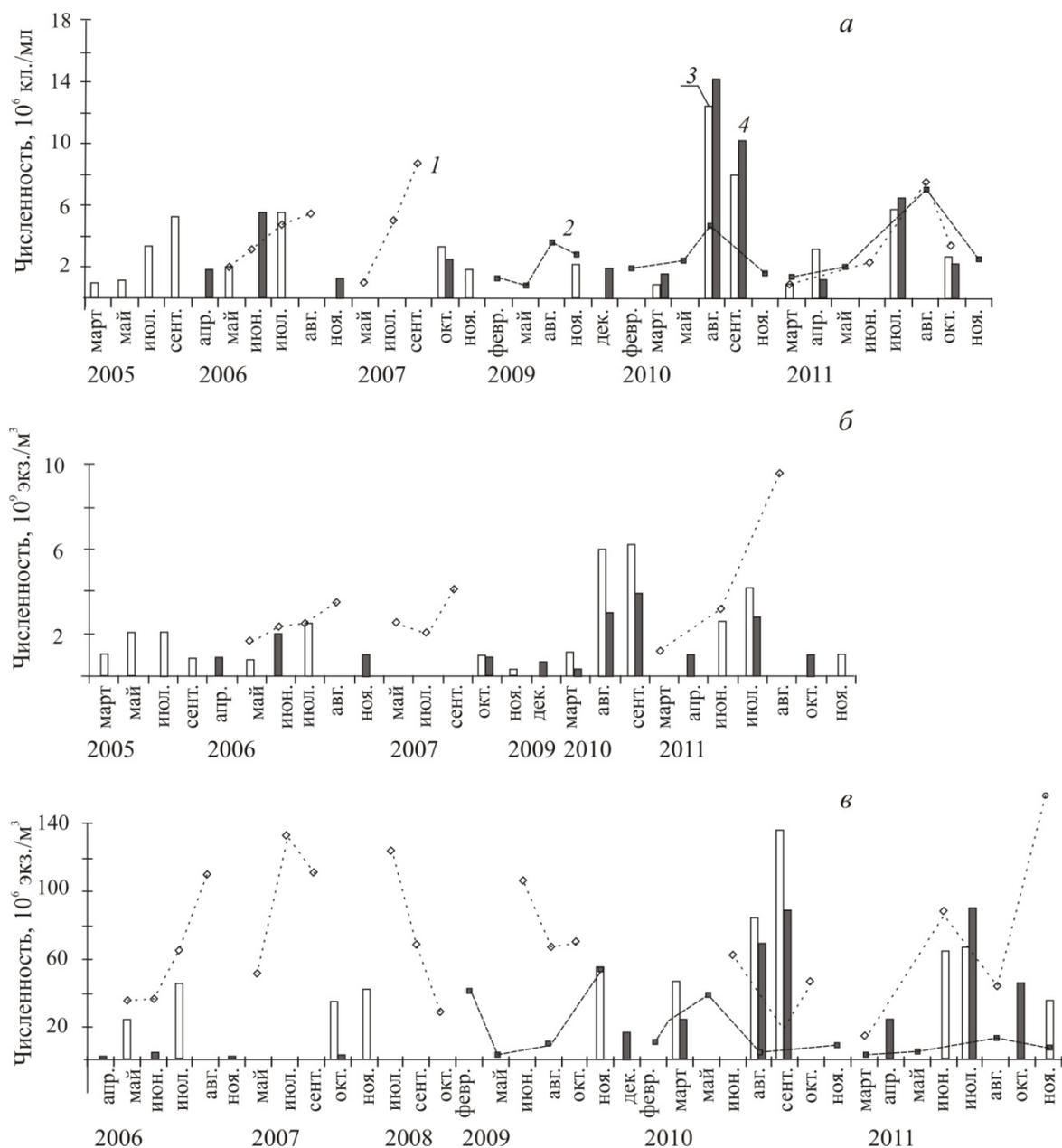


Рисунок 3.1.1 – Динамика численности микрогетеротрофов в портах и бухтах северо-восточного шельфа Черного моря; усл. обозн. здесь и на рисунке 3: а – гетеротрофные бактерии, б – зоофлагелляты, в – инфузории; 1 – Новороссийск, 2 – Туапсе, 3 – Геленджик, 4 – Анапа.

Существенный вклад в биомассу вносили цепочковидные и нитевидные формы бактерий, а также бактерии в составе детритных частиц и агрегатов. Отмечены резкие колебания биомассы бактерий ($V_{\max}/V_{\min} = 4.5$). В условиях небольших глубин и ограниченного водообмена обогащение водной среды питательными веществами, поступающими с береговым стоком в

воды порта, а также проникновение микрофлоры седиментов в толщу воды, очевидно, стимулирует репродуктивную активность бактерий.

В Туапсинском порту средняя за период исследования численность гетеротрофного бактериопланктона составляла 2.0–2.7 млн кл./мл в 2009, 2010 гг. и 3.2 млн кл./мл в 2011 г., биомасса – 0.42–0.47 г/м³ и 0.54 г/м³ соответственно. Численность и биомасса бактерий в порту были в 1.4 раза выше, чем в открытой части. В развитии бактерий отмечен летний пик численности – 4.8–7.0 млн кл./мл. На отдельных станциях вблизи береговых выпусков канализации их численность достигала максимальных значений – 8.2–14.5 млн кл./мл, биомасса – 1.2–1.5 г/м³. В составе детритных частиц и агрегатах находилось 60–70% численности бактериальной микрофлоры.

Численность бактериопланктона в лимане «Змеиное озеро» в среднем достигала 2.1 млн./мл, биомасса – 0.46 г/м³. Доля бактерий в микроколониях и частицах детрита составляла 71.5% общей численности. В августе-сентябре численность бактерий достигала наибольших величин 3.1–4.78 млн/мл, биомасса 0.64–0.85 г/м³. Количество бактерий в лимане соответствовало уровню эвтрофных вод, но было ниже, чем в водах городов Новороссийска и Туапсе в аналогичное время года.

Межгодовая динамика обилия гетеротрофных бактерий в районах курортных городов несколько отличалась от таковой портовых зон; в аномально теплый 2010 г. в зонах рекреации отмечали максимальную плотность бактериального населения. Средние за период исследования величины численности в Геленджикской бухте варьировали от 2.8–3.8 млн кл./мл в 2005, 2006 и 2011 гг. до 7.1 млн кл./мл в 2010 г., биомассы соответственно от 0.5–0.7 г/м³ до 1.45 г/м³; в Анапской бухте от 2.8–3.1 млн кл./мл в 2006 и 2011 гг. до 8.6 млн кл./мл в 2010 г., биомассы от 0.5–0.58 г/м³ до 2.1 г/м³ соответственно. В августе 2010 г. при температуре воды 29.2–29.5°C показатели бактериального населения соответствовали уровню гиперэвтрофных вод (12.7–14.2 млн кл./мл, биомасса 2.4–3.6 г/м³) (рисунок 3.1.2). Эти цифры были максимальными для прибрежной зоны северо-восточного шельфа. При достаточном прогреве воды численность и биомасса бактерий продолжали оставаться высокими вплоть до сентября – 7.9–10.2 млн кл./мл и 1.4–2.4 г/м³ соответственно. Существенный вклад в их биомассу вносили цепочковидные и нитевидные формы бактерий – до 57–65%. На отдельных участках вблизи рек Су-Аран (Геленджик) и Анапка биомасса нитевидных бактерий превышала биомассу палочковидных и кокков. Высокие величины численности бактериопланктона в водах бухт и портов приводят к значительному увеличению бесцветных жгутиконосцев.

Зоофлагелляты. Основу численности зоофлагеллят в течение всего периода исследований составляли протомонадиы рода *Monas*. Возрастание обилия бикозоецид и кинетопластид было характерно летом и в начале осени, хоанофлагеллид – весной.

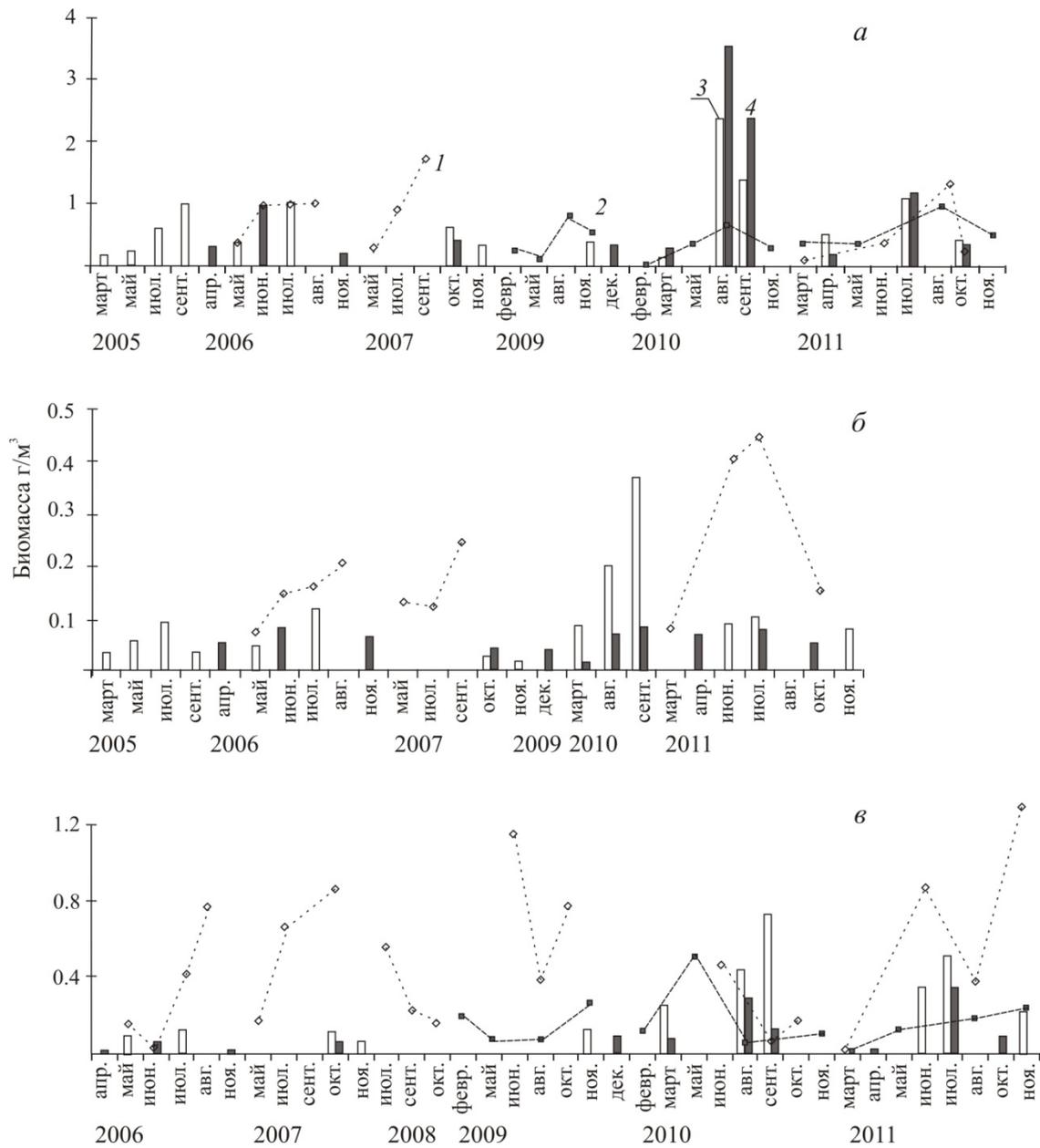


Рисунок 3.1.2 – Динамика биомассы микрогетеротрофов в портах и бухтах северо-восточной части Черного моря:

а – гетеротрофный бактериопланктон, б – зоофлагелляты, в – инфузории

Зоофлагелляты прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря представлены 10 таксономическими формами (таблица 6, приложение 1). В Новороссийском порту и Геленджикской бухте были многочисленны представители родов *Bodo*, *Parabodo* и *Monas* (75–82% общей численности). Их размерный состав представлен как относительно мелкими (<2–3 мкм – до 68–75% общей численности), так и более крупными формами (3–5 мкм – 25–32%). При прогреве воды мелкие кинетопластиды почти полностью вытесняли других представителей зоофлагеллят. В полузакрытых бухтах и портах уровень развития зоофлагеллят был

значительно выше, чем в открытых. В Новороссийском порту их средняя численность составляла 2.5–2.8 млрд экз./м³ в 2006, 2007 гг. и 4.65 млрд экз./м³ в 2011 г., что в 1.5 раза выше, чем в открытой части; в Геленджикской бухте – 1.4–2.5 млрд экз./м³ в 2005, 2006 и 2011 гг. и 4.4 млрд экз./м³ – в 2010 г., в Анапской бухте – 1.25–1.5 млрд экз./м³ в 2006, 2011 гг. и 2.3 млрд экз./м³ – в 2010 г. Максимальная численность зоофлагеллят в Новороссийском порту достигала 4.1–9.7 млрд экз./м³ (биомасса 0.4–0.45 г/м³), в Геленджикской бухте – 4.1–6.2 млрд экз./м³ (0.2–0.37 г/м³). В открытой Анапской бухте показатели численности и биомассы зоофлагеллят были самыми низкими – 3.0–3.9 млрд экз./м³ (0.07–0.09 г/м³).

Инфузории. Цилиатопланктон прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря представлен 54 таксономическими формами, включая 17 тинтиннид (таблица 1, приложение 1). 31 таксономическая форма планктонных инфузорий не указана ранее для региона. Наибольшее количество таксономических форм – 54 (17 тинтиннид) обнаружено в Новороссийской бухте, в Туапсинском порту найдено 46 (14), в лимане «Змеиное озеро» 40 (14), в Геленджикской и Анапской бухтах – 36 (11) и 43 (6) соответственно, в Таманском и Сочинском портах 26 (2) и 37 (9) соответственно. Значительная роль в планктоне принадлежала алорикатным формам, которые в среднем составляли 75–95% обилия цилиатоценоза. Комплекс доминантных видов состоял из *Mesodinium rubrum* (Lohm.), *M. pulex* (Cl. et Lachm.), *Strombidium conicum* (Lohm.) Wulff, *S. emergens* (Leegaard) Kahl, *S. vestitum* (Leegaard) Kahl, *S. dalum* Lynn et al., *Foissneridium constrictum* (Meunier), *Pelagostrobilidium spirale* (Leegaard) Petz, Song & Wilbert, *Tiarina fusus* (Cl. et Lach.) Bergh, *Tontonia appendiculariformis* Fauré-Fremiet и *Urotricha* sp. Наряду с ними в Геленджикской бухте была заметна *Laboea strobila* (Loch.). В водах лимана «Змеиное озеро» доминировали *Holophrya pelagica* (Lohm.), *Lohmaniella oviformis* Leeg., *S. conicoides* (Leegaard) Kahl, *M. rubrum*, *S. vestitum*, *Urotricha pelagica* Kahl, *Uronema marina* Duj., в Керченском проливе – *Urotricha* sp., *M. rubrum*, *S. conicoides*, *S. emergens*, *S. vestitum*, в Таманском порту – *Holophrya*, *Tiarina fusus*, *Laboea strobila*, *S. conicoides*, *S. emergens*, *S. vestitum*, *S. conicum*, *T. appendiculariformis*. В целом видовой состав «голых» инфузорий в более распресненных районах был сходен с таковым прибрежных вод северо-западной части Черного моря (Kurilov, 2010). Раковинные инфузории (тинтинниды) – *Tintinnopsis directa* Nada, *T. minuta* Wailes, *T. beroidea* Stein, *T. tubulosa* (Levand.), *T. campanula* (Ehr) Daday и *Favella ehrenbergii* (Cl. et Lach.) отмечены на уровне субдоминант. Тинтинниды обильно развивались в теплое время года (10–25%, максимум 40% суммарного обилия инфузорий). В Геленджикской бухте и открытой части Туапсинского порта их доля в период массового развития была ≤10–15%. Преобладали *Tintinnopsis minuta*, *T. campanula*, *T. tubulosa* и *Favella ehrenbergii*. В Анапской бухте обилие тинтиннид не превышало 5%. В массовом количестве отмечены только

два вида – *T. minuta*, *F. ehrenbergii*, в водах Таманского порта – один вид *F. ehrenbergii*. В лимане «Змеиное озеро» тинтинниды в среднем составляли 15% общего количества обилия инфузорий.

Осенью 2010 г. в водах торговых портов обнаружен вид-вселенец *Tintinnopsis tocanthinensis* Kof., Camp. с численностью 0.3–5.5 тыс.экз./м³. Наряду с ним в Новороссийской бухте развивался вид-вселенец *Amphorellopsis acuta* (Schmidt) – 5.5 тыс.экз./м³ (Селифонова, 2011б,г). В октябре 2011 г. количество *A. acuta* в этом районе возросло до 0.25 млн экз./м³, *T. tocanthinensis* – 0.34 млн экз./м³. По устному сообщению Н.А. Гавриловой (ИнБИОМ НАН Украины), в Севастопольской бухте в это же время отмечена первая вспышка развития *A. acuta* – до 4 млн экз./м³. Наиболее вероятно, что оба новых для Черного моря вида раковинных инфузорий попали в черноморские порты с балластными водами коммерческих судов. Численность чужеродных тинтиннид *T. directa*, *T. tocanthinensis*, *E. tubulosus*, *A. acuta*, *Salpingella* sp. в лимане «Змеиное озеро» в конце лета – начале осени 2010–2011 гг. была максимальной для прибрежных вод северо-восточного шельфа (в 2–8 раз выше, чем в водах Новороссийского порта). Максимальная численность *T. tocanthinensis* здесь достигала 2.1 млн. экз./м³, *T. directa* – 1.3 млн. экз./м³, *A. acuta* – 0.9 млн. экз./м³, с *E. tubulosus* – 0.4 млн. экз./м³, *Salpingella* sp. – 0.4 млн. экз./м³.

Среднемноголетние показатели численности инфузорий в водах Новороссийского порта составляли 70.6 млн экз./м³ (биомасса 0.48 г/м³), в открытой части их количество было в 2 раза ниже – 31.4 млн экз./м³ (0.25 г/м³). Максимум развития инфузорий приходился на лето–осень. В июне 2009 г. и октябре 2011 г. отмечен подъем биомассы до уровня высокоэвтрофных вод – 1.2–1.3 г/м³. Возрастание обилия инфузорий в большинстве случаев наблюдали в карманах порта, т.е. в непосредственной близости береговых канализационных стоков. На этих участках доминировали, как правило, три-четыре мелкоразмерных вида олиготрихид с численностью 100–150 млн экз./м³, которые могли давать максимальную для региона биомассу. В центре порта, где видовое разнообразие инфузорий выше, преобладали тинтинниды и крупные формы алорикатных инфузорий. В водах Туапсинского порта, где периодически случаются аварийные разливы нефтепродуктов, численность и биомасса инфузорий была в 3–4 раза ниже, чем в Новороссийском порту – 15.0 млн экз./м³ и 0.16 г/м³ соответственно. За пределами порта численность инфузорий была сравнима с таковой открытой части Новороссийского порта, а биомасса превышала в 2 раза. В динамике биомассы инфузорий отмечено три подъема: весной, летом и осенью (0.5–0.7 г/м³). В Геленджикской бухте численность инфузорий достигала 65.7 млн экз./м³, биомасса – 0.28 г/м³, в открытой Анапской бухте – 31.1 млн экз./м³ и 0.1 г/м³ соответственно. За последние два года в водах курортных городов отмечено увеличение количества инфузорий в 3–4 раза: в Геленджике летом и осенью максимальная биомасса

составила 0.5–0.7 г/м³, в Анапе – 0.13–0.3 г/м³. В лимане «Змеиное озеро» среднегодовая численность инфузорий составляла 18.4 млн экз./м³, биомасса 0.35 г/м³ с максимальным подъемом в августе до 46.1 млн экз./м³, биомасса 0.82 г/м³. Самые низкие количественные показатели инфузорий отмечены в водах открытого Таманского порта – 7.4 млн экз./м³, биомасса 0.12 г/м³ (максимум в августе 14.0 млн экз./м³, 0.21 г/м³).

Анализ многолетней динамики сообщества микрогетеротрофов. Анализ многолетней динамики численности и биомассы гетеротрофных бактерий указывает на повышение трофического уровня интенсивно загрязняемых прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря. Поступающее в воду ОВ служит пищей микроорганизмам, поэтому обогащение воды этим веществом влечет за собой вспышку их развития. В бухтах, испытывающих высокую нагрузку загрязняющих стоков, таких как Геленджикская и Новороссийская бухты, биомасса бактериопланктона уже в 1977 г. достигала уровня эвтрофного бассейна (Мамаева и др., 1983). В конце лета 1988 г. в период максимальной рекреационной нагрузки она приблизилась к уровню гиперэвтрофных вод при биомассе бактерий >2 г/м³ и общей численности 5 млн кл./мл (Ильченко, Мамаева, 1991). В Новороссийской бухте отмечена та же закономерность увеличения обилия бактериальной микрофлоры. В конце 1980-х – середине 1990-х годов биомасса бактерий летом составляла 0.6 г/м³, причем на отдельных станциях в водах порта она была >2 г/м³ (Селифонова, 2002); в конце 1990-х годов их численность возросла до 10 млн кл./мл – максимальных величин для загрязняемых бухт северо-восточного шельфа (Вяткина и др., 2002). В аналогичный период в Туапсинском порту независимо от сезона количество бактерий было в 2–3 раза ниже, чем в Новороссийской бухте и на порядок меньше по сравнению с ее кутовой частью (Селифонова и др., 2001). Полученные средние величины биомассы бактерий Новороссийского и Туапсинского портов в два раза превысили соответствующие величины, полученные 10–15 лет назад. Динамика численности и биомассы бактериопланктона в Геленджикской бухте, испытывающей значительную рекреационную нагрузку, имела ту же тенденцию к росту. Существенное влияние на увеличение численности бактериального населения в последние годы могло оказать повышение температуры воды, наблюдаемое в северо-восточной части Черного моря (глава 3.2, рисунок 3.2.13). Так, летом в Новороссийском порту максимальная биомасса бактерий достигала 1.3–1.7 г/м³ (при средних значениях 1.07 г/м³), в Туапсинском – 0.7–1.0 г/м³ (при средних значениях 0.8 г/м³). По показателям биомассы бактерий воды портовых городов можно отнести к эвтрофно-гиперэвтрофным. Общее развитие бактериального населения в водах курортных городов Геленджика и Анапы соответствовало уровню гиперэвтрофных вод – 3.6–3.9 г/м³ (при средних значениях 1.3 г/м³).

По сравнению с 1990 г. (Селифонова, 2001) биомасса зоофлагеллят в Новороссийском порту в летне-осенний период возросла в 2 раза, в Геленджикской бухте, по данным конца 1970-х годов (Моисеев, 1983), – в 3.5 раза. Вместе с тем, биомасса алорикатных инфузорий на исследуемых полигонах была в 1.5 раза ниже максимальных значений, ранее зарегистрированных в зонах интенсивного загрязнения морских бухт северо-восточного шельфа (Мамаева, 1994; Селифонова, 2001). По-видимому, пресс хищников, а также исключительно высокая интенсивность метаболизма при сбалансированности процессов автотрофной продукции и гетеротрофной деструкции (Сорокин, 1996; Selifonova, 2009) обеспечивали снижение уровня развития инфузорий. Следует отметить, что показатели обилия инфузорий в открытых водах Новороссийска, Туапсе и в Анапской бухте были сопоставимы с таковыми, полученными в 1999–2000 гг. для северо-западной части Черного моря (Курилов, 2006). Максимальные концентрации инфузорий (2 г/м^3) отмечали в Новороссийском порту в середине 1990-х годов (Селифонова, 2001) и в Геленджикской бухте в конце 1980-х в период наибольшей рекреационной нагрузки (Мамаева, 1994). Столь необычайно высокий уровень плотности ресничных простейших в значительной степени определялся поступлением в бухты загрязненных вод из прибрежной зоны. Активное размножение инфузорий и бесцветных жгутиконосцев наблюдали в полузакрытых бухтах (Новороссийский порт, Геленджикская бухта). По нашим данным в загрязненном нефтью Туапсинском порту, открытой Анапской бухте и Таманском порту простейшие развивались значительно слабее.

Изменения численности и биомассы микрогетеротрофов по времени определяются соотношением скоростей размножения, выедания и отмирания, т.е. регулируются, с одной стороны, обеспеченностью трофическими ресурсами (контроль “снизу”), с другой – прессом консументов (контроль “сверху”) (Копылов, Сажин, 1988). В периоды максимального развития и отмирания фитопланктона отмечены циклические изменения в концентрации гетеротрофных бактерий, бесцветных жгутиконосцев и инфузорий (Моисеев, 1983; Копылов, Романенко, 2004). За пиками численности бактерий обычно наблюдается возрастание численности зоофлагеллят. В Новороссийской бухте нарастание биомассы простейших происходило параллельно с развитием гетеротрофных бактерий – с июня до начала сентября (Селифонова, 2007). В полузакрытых портах и бухтах (Новороссийский, Туапсинский порты, Геленджикская бухта) уровень развития гетеротрофных микроорганизмов (объект питания инфузорий-бактериотрофов) коррелировал с плотностью нанопланктонных олиготрихид. Выявленная цикличность изменения концентраций микрогетеротрофов – результат взаимодействия жертвы и хищника (Davis et al., 1985). Отмеченные низкие значения гетеротрофных бактерий и простейших в Новороссийском порту в начале лета 2007 г. совпали с появлением в планктоне значительного количества (до 57 тыс.экз./м^3) ветвистоусых раков *Pleopis polyphemoides*

(Leuckart) – конкурентов за бактериальный корм. Аналогичное снижение биомассы бактериальной микрофлоры отмечено в Туапсинском порту в мае, когда в планктоне обильно развивались коловратки синхеты с детритоядной стратегией питания (до 235 тыс. экз./м³).

В последнее десятилетие в районах портовых городов Крыма и Кавказа все чаще отмечают вспышки численности чужеродных видов раковинных инфузорий. В Черном море известно восемь новых видов тинтиннид, относящихся к четырем родам – *Eutintinnus lusus-undae* Entz., *E. tubulosus* (Ostenfeld) Kof. & Campb., *E. apertus* Kof. & Campb., *Salpingella decurlata* Jorgensen, *Tintinnopsis directa* Hada, *Tintinnopsis nudicauda* Paulmer (Гаврилова, 2005), *Tintinnopsis tocaninensis* Kofoid & Campbell и *Amphorellopsis acuta* (Schmidt) (Селифонова, 2011а, г). Наибольшее количество чужеродных видов (5) отмечено в Новороссийской бухте. Некоторые из них появляются эпизодически, другие в отдельные годы достигают высокой численности, вытесняя местные виды. В августе 2001 г. в Новороссийской бухте наблюдали вспышку развития тинтиннид *Tintinnopsis directa* – 13.8 млн экз./м³, *Eutintinnus tubulosus* – 48.1 тыс. экз./м³ и *E. lusus-undae* – 25 тыс. экз./м³ (Гаврилова, 2005). Кратковременный характер подъема численности отмечен только у вида *E. lusus-undae*. В период исследований максимальное обилие *Tintinnopsis directa* достигло 19 млн экз./м³, *Eutintinnus tubulosus* – 50 млн экз./м³. Все три вида обнаружены в Туапсинском порту, однако их количество было невысоко – <0.5 тыс. экз./м³. Следует отметить, что соотношение раковинных инфузорий к общему количеству инфузорий за последние годы возросло в 5 раз. В 1990-е годы это соотношение в Новороссийской бухте составляло ≤5% (Селифонова, 2001). В планктоне уменьшилось количество сапробионтных форм раковинных инфузорий *Tintinnidium mucicola* (Cl. et Lach), единично встречался *Metacylis pontica* (Mereschk.), которые были обильными в начале 1990-х годов.

Таким образом, специфичность колебания обилия протистофауны в прибрежных водах северо-восточного шельфа, вероятно, связана с процессами антропогенного эвтрофирования вод, нефтяного загрязнения, прессом хищников, климатическими особенностями и интенсивным судоходством. Загрязненность бухт и портов ОБ антропогенного происхождения, поступающим с береговым стоком, была одной из причин стимулирования развития микрогетеротрофов и определяла степень трофности и загрязненность отдельных участков. В период положительных аномалий температуры выявлены локальные гиперэвтрофные зоны в районах городов Анапы и Геленджика. Отмечая имеющиеся признаки увеличения уровня трофии вод по гетеротрофному бактериопланктону, необходимо отметить, что повышенный биодеструкционный потенциал способствует интенсивным процессам самоочищения вод. На этом фоне, очевидно, создавались благоприятные условия для вселения чужеродных видов тинтиннид, заносимых с балластными водами коммерческих судов.

3.2. ГОЛОПЛАНКТОН

Голопланктон Черного моря является обедненным неритизованным дериватом средиземноморского атлантического планктона, более 60% которого составляют животные средиземноморского происхождения (Ковалев, 1991; Виноградов и др., 1992). В северо-западной части Черного моря в составе планктона отмечено 150 таксономических форм животных (Коваль, 1984), в северо-восточной части – 125 таксономических форм (Селифонова, 2000), в прибрежных водах Крыма – 162 (Загородняя и др., 2003), из которых более половины составляют личинки донных животных. Значительную роль в формировании биомассы голопланктона с размерами $0.2 \geq L \leq 20$ мм (мезопланктон) играют некормовые желетелые организмы: гетеротрофная динофитовая водоросль – ноктилюка *Noctiluca scintillans* (Kof. et Swezy), гребневики плевробрахия *Pleurobrachia pileus* (Müller), личинки и молодь *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz и *Beroe ovata* Mayer. Биомасса кормовых организмов: нанофагов (аппендикулярий, кладоцер, копепоидов и мелких копепод) и эврифагов (калянусов, псевдокалянусов, ойтон, крупных акарций и др.) составляет более половины суммарной биомассы голопланктона (выраженной в углероде), в то время как доля биомассы хищных организмов, включая парасагитту, ноктилюку и гребневику – менее половины (Виноградов и др., 1992). В летний сезон преобладающая часть прибрежных сообществ голопланктона представлена ветвистоусыми раками (Cladocera), главным образом *Penilia avirostris* Dana, *Pleopis polyphemoides* (Leuck.), мелкими веслоногими раками (Copepoda) – *Acartia (Acantacartia) tonsa* Dana, *Oithona davisae* Ferrari, Orsi, *Paracalanus parvus* (Claus), *Centropages ponticus* Karav. и др. В глубоководных районах моря ведущим компонентом являются веслоногие раки – *Calanus euxinus* (Hulsemann), *Pseudocalanus elongatus* (Boeck) и щетинкочелюстные животные *Paraagitta setosa* Muller.

При анализе изменений, произошедших в голопланктоне, М.Е.Виноградовым и др. (2006) выделено три периода, первый из которых – период массового развития медуз аурелий (1960–1980 гг.) и уменьшения количества приповерхностного главным образом рачкового голопланктона. В это время возросшая эвтрофикация вод вызвала перестройку видовой и размерной структуры фитопланктона – увеличение доли динофитовых водорослей и голых жгутиковых (Шушкина, Виноградов, 1991). Эти процессы не соответствовали пищевым потребностям копепод и способствовали развитию детритной трофической цепи. Однако биомасса кормового голопланктона продолжала оставаться сравнительно высокой, что обеспечивало широкий помысел.

Второй период (с осени 1989 г.) – период катастрофической вспышки популяции хищного гребневика-вселенца *M. leidyi*, массовое развитие которого резко (в разы) уменьшило

количество голопланктона, служащего ему пищей (Виноградов и др., 1989). В начале развития популяции мнемипсиса сезонные колебания его биомассы не были четко выражены, но уже через один-два года установилась сравнительно постоянная картина сезонной динамики (Хорошилов, 1993). В 1980-х гг. под прессом мнемипсиса количество черноморских копепод уменьшилось (Губанова и др., 2002; Ковалев, 2007). Из состава голопланктона исчезли мелкие Copepoda – *Oithona nana* Giesbr. и *Acartia clausi* Giesbr. «малая», которые доминировали в прибрежной зоне в течение конца 1970 – начала 1980-х гг. В период вспышки развития мнемипсиса в прибрежье массовыми стали веслоногие раки *A. clausi* Giesbr. «большая», *A. tonsa* Dana, *Pseudocalanus elongatus* (Boeck.) и ветвистоусые *P.polyphemoides* (Ковалев и др., 1995). По сравнению с концом 1970-х гг. биомасса ракообразных уменьшилась в 3–10 раз, а их суммарное количество более чем на порядок (Виноградов и др., 1992). Была подорвана кормовая база рыб. Произошло сокращение обилия личинок донных животных, что в свою очередь привело к снижению до 30% биомассы зообентоса и свидетельствовало о негативном влиянии гребневика не только на население пелагиали, но и обитателей дна. В глубоководной части моря эти изменения считали не столь драматическими, но и здесь, начиная с 1990-х гг. под воздействием прессы хищного гребневика, отмечено снижение запасов интерзонального вида копепод *Calanus euxinus* в верхней части основного пикноклина (Виноградов и др., 1992). Основной вклад (до 60%) в среднегодовую биомассу летнего голопланктона верхнего квазиоднородного слоя (ВКС) вносили *A. clausi* и ветвистоусые раки.

Третий период ознаменовался массовым развитием гребневика-вселенца *B. ovata*, основным объектом питания которого служит мнемипсис. *B. ovata* появился в районе кавказского побережья (Голубая бухта) в конце лета 1999 г. и образовал с мнемипсисом пару «хищник-жертва» (Виноградов и др., 2000а). Примерно в то же время у берегов Кавказа были обнаружены субтропические средиземноморские копеподы *Rhincalanus nasutus* Giesbr., *Pleuromamma gracilis* (Claus), *Euchaeta marina* (Prestandrea), *Scolecithris danae* (Lubbock) (Виноградов и др., 2000б). Массовое развитие берое почти на порядок уменьшило популяцию мнемипсиса и привело к возрастанию голопланктона и пелагофильной молоди рыб. В результате антагонистического взаимодействия гребневиков время интенсивного влияния мнемипсиса на голопланктон сократилось, ограничившись двумя месяцами – июлем и августом (Виноградов и др., 2002). Данный период характеризовался интенсивными исследованиями голопланктона и гребневиков в неритической зоне моря, и наиболее изученным в этом отношении является кавказский шельф. Динамика таксономического состава и показателей развития голопланктона в полной мере отражают процессы, происходящие в прибрежных черноморских экосистемах (Виноградов и др., 2006). Однако работ, посвященных изучению современных тенденций развития голопланктона в заливах и бухтах северо-

восточного шельфа в литературе мало (Селифонова, 2000; Домников, 2003; Горяйнова и др., 2011).

В голопланктоне заливов и бухт северо-восточной части Черного моря автором обнаружено 35 таксономических форм, включая 20 – Copepoda, 4 – Cladocera, 6 – Rotifera, 2 – Stenophora, 1 – Dinophyceae (*N. scintillans*), 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (*Oikopleura dioica* Fol), в Новороссийской бухте – 30, в Туапсинском порту – 24, в Анапской бухте – 29, в Геленджикской бухте – 26, в Сочинском порту – 16, в лимане «Змеиное озеро» и Таманском порту – по 15, в Керченском проливе – 22 (Селифонова, 2012а; 2014г).

Новороссийская бухта. В голопланктоне исследуемых вод в 2004–2010 гг. обнаружена 30 таксономических форм, включая 15 – Copepoda, 4 – Cladocera, 6 – Rotifera, 2 – Stenophora, 1 – Dinophyceae (*N. scintillans*), 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (таблица 2, приложение 1). В составе веслоногих раков отмечена 41 таксономическая форма чужеродных организмов и 15 черноморских. Величина среднемноголетней численности кормовых организмов без учета желетелых форм (ноктилюки, гребневиков) и коловраток синхет в водах Новороссийского порта варьировала в пределах 18.3–35.8 тыс. экз./м³ (средние значения – 24.5 тыс. экз./м³), биомасса – 0.26–0.3 г/м³ (средние значения – 0.29 г/м³). В открытой части при сходных значениях средней численности – 29.2 тыс. экз./м³ показатели биомассы были в 1.8 раза выше – 0.5 г/м. Голопланктон составлял существенную часть численности зоопланктона Новороссийской бухты (67–77% в водах порта и 73–88% – в открытой части). В водах порта максимальная биомасса голопланктона достигала 0.4–0.8 г/м³ (рисунок 3.2.1), в открытой части летом и в начале осени – 0.8–2.0 г/м³ (рисунок 3.2.2). Для портовых вод в большинстве случаев амплитуда колебаний биомассы была меньше в сравнении с открытой частью (Селифонова, 2007а). Очевидно, это связано с тем, что в зоопланктоне бухты развивались две группы сообществ: 1) Сообщества открытого моря, в которых преобладали олиготрофные формы ракообразных, хищники и др. 2) Сообщества богатых детритом портовых вод. Эти сообщества состояли в основном из устойчивых к высокому содержанию ОВ организмов – неритических форм ракообразных, меропланктона, коловраток.

Copepoda. В сезонной динамике наиболее многочисленного таксоцена веслоногих раков отмечено два пика плотности: зимне-весенний и летне-осенний. Первый пик плотности обусловлен холодноводными видами *P. elongatus*, *C. euxinus* и эвритермным видом *A. clausi*, второй более значительный – теплолюбивыми видами *C. ponticus*, *A. tonsa*, *O. davisae* и эвритермным видом *P. parvus*.

В составе Copepoda наиболее обильно представлен род *Acartia* (Calanoida), степень доминирования которого в водах порта составляет 81–91%, в открытой части – 34.6–63%. При сходных значениях биомассы суммарная численность акарций в водах порта была в 1.5

раза выше, чем в открытой части. Активное размножение акарций очевидно проходило в кутовой части бухты, где в структуре популяций чаще встречались науплии и копеподиты. Сезонная динамика обилия акарций в Новороссийской бухте показана на рисунках 3.2.3, 3.2.4, таблицах 3.2.1, 3.2.2. Нами идентифицировано две таксономические формы: *A. clausi* «большая» – эвритермный круглогодичный вид и *A. tonsa* – теплолюбивый stenотермный вид.

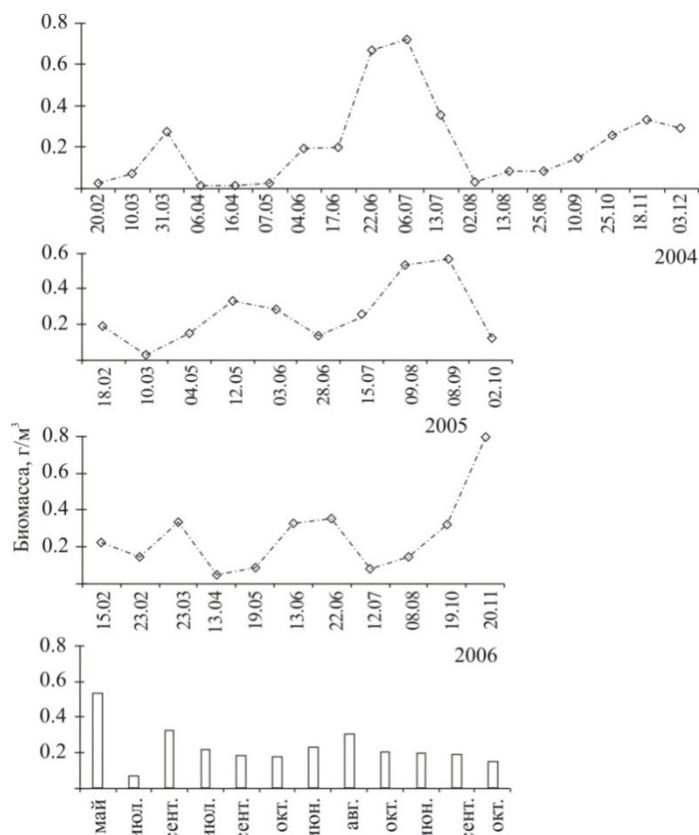


Рисунок 3.2.1 – Динамика биомассы голопланктона в водах Новороссийского порта (без учета ноктилюки, гребневиков и синхет)

нерестовый период *A. tonsa* был приурочен к июню-июлю, что подтверждается высокой численностью половозрелых особей и науплий в это время, а также весьма большим суммарным обилием данного вида (18–23 тыс. экз./м³). Малочисленность вида в августе-сентябре (< 0.15 тыс. экз./м³) в первую очередь вызвана выеданием его пелагическим зоопланктонофагом гребневиком мнемипсисом, массовое сезонное развитие которого приходится на июль-август (Selifonova, Zhilenkov, 2004). В открытой части сезонная динамика вида имела сходный характер, однако его количество было 1.7 раза ниже, соответственно доля в таксоцене *Acartia* достигала 41.5% против 51% в порту. Нами отмечено три подъема численности вида: в конце июня-июля, в августе-сентябре и в октябре – начале ноября. Размножение *A. clausi* происходит в течение года за исключением одного-двух месяцев (августа-сентября).

Популяция *A. tonsa* существует в планктоне с июня по ноябрь: появляется при температуре 18–18.5°C, исчезает при < 15–18°C; в холодный сезон не встречается. Как полагают (Губанова и др., 2003), этот вид недавно вселился в бассейн южных морей из неритической зоны Атлантического, Тихого или Индийского океанов. С конца июня *A. tonsa* может превосходить *A. clausi* по численности (> 60%), достигая пика в развитии в июле–сентябре (24–26 тыс. экз./м³ в порту, 6–8 тыс. экз./м³ в открытой части). В это время *A. tonsa* всецело доминирует в таксоцене, полностью вытесняя *A. clausi*. Размеры половозрелых самок в период интенсивного размножения варьируют в диапазоне 0.87–1.1 мм, самцов – 0.85–1.05 мм. В 2004 г. интенсивный

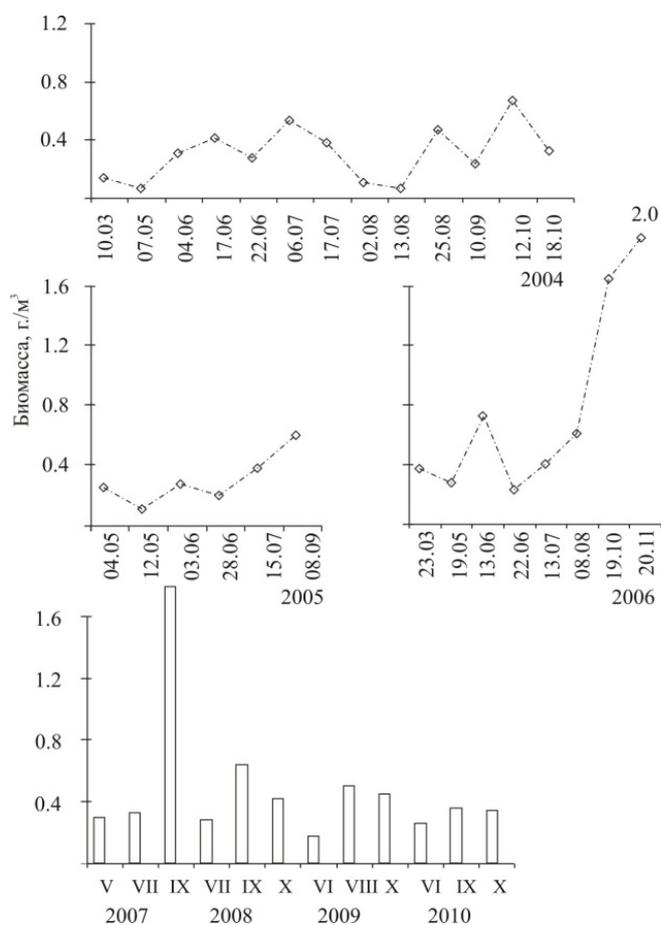


Рисунок 3.2.2 – Динамика биомассы голопланктона в открытой части Новороссийской бухты

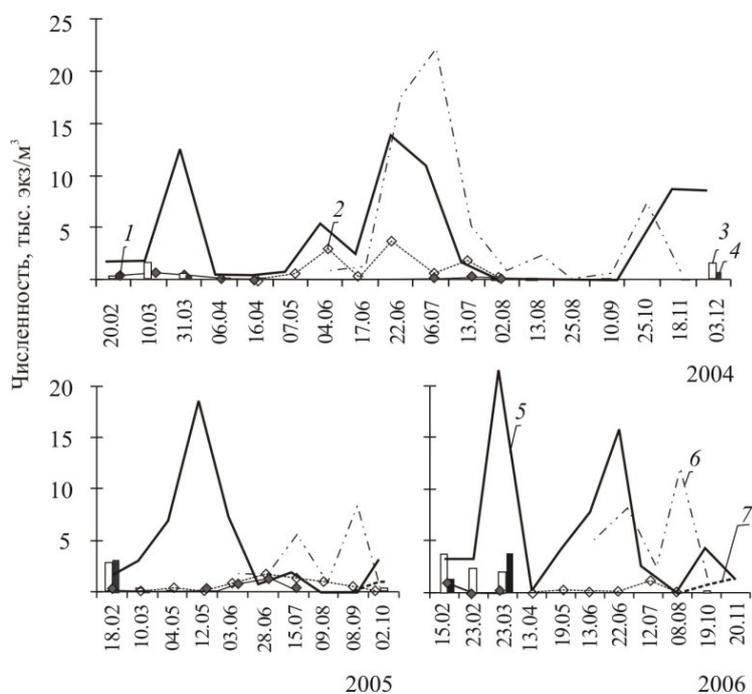


Рисунок 3.2.3 – Динамика численности веслоногих раков в водах Новороссийского порта в 2004–2006 гг.

- 1 – *Paracalanus parvus*,
- 2 – *Centropages ponticus*,
- 3 – *Calanus euxinus*,
- 4 – *Pseudocalanus elongatus*,
- 5 – *Acartia clausi*,
- 6 – *A. tonsa*,
- 7 – *Oithona davisae*

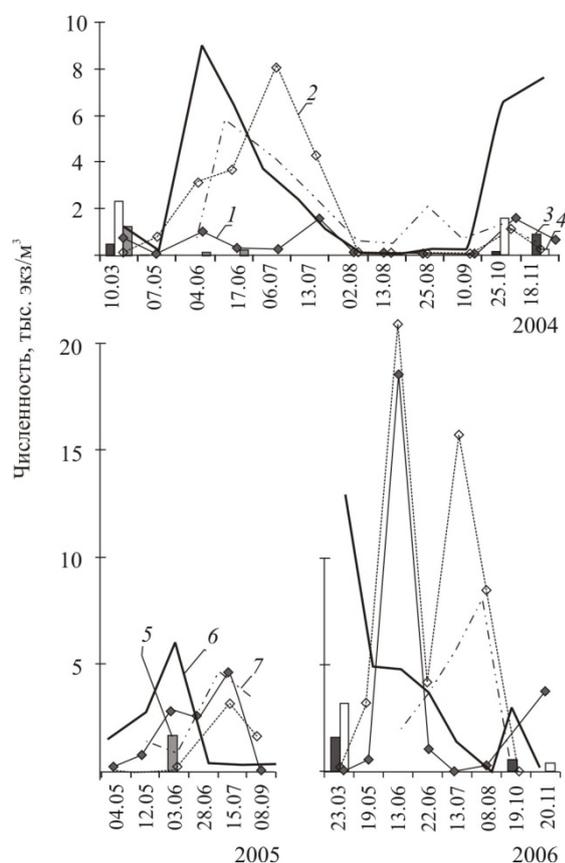


Рисунок 3.2.4 – Динамика численности веслоногих раков в открытой части Новороссийской бухты в 2004–2006 гг.

- 1 – *Paracalanus parvus*
 2 – *Centropages ponticus*
 3 – *Calanus euxinus*
 4 – *Pseudocalanus elongatus*
 5 – *Oithona similis*
 6 – *Acartia clausi*
 7 – *Acartia tonsa*.

Таблица 3.2.1 – Численность (тыс. экз./м³) массовых организмов голопланктона в водах Новороссийского порта

Таксономич. формы	2007			2008			2009			2010		
	V	VII	XI	VII	IX	X	VI	VIII	X	VI	IX	X
<i>Noctiluca scintillans</i>	8.7	0.6	0.24	0.5	1.4	0	1.9	0	0	0.9	0	0.01
<i>Synchaeta</i> sp.	13.1	55.4	0	0	0	0	8.9	0	0	0	0	0
<i>Pleopis polyphemoides</i>	57.0	1.1	0	2.5	0	0.7	10.0	2.8	0.16	4.8	0	0.3
<i>Penilia avirostris</i>	0	0.05	0	0.02	0	0.2	0	1.6	0.4	0	0.01	0
<i>Pseudevadne tergestina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.03	0	0.03
<i>Paracalanus parvus</i>	0	0	0.3	0	0	0	0.05	0	3.0	0.48	0	4.4
<i>Centropages ponticus</i>	0	0	0	0	0	0.13	0.07	0.12	0	0	0	0
<i>Acartia tonsa</i>	0.9	6.9	3.1	6.7	23.7	5.0	2.4	26.4	4.4	1.8	4.2	0.5
<i>Acartia clausi</i>	3.8	1.9	0	2.8	13.3	4.0	3.6	0	4.4	9.4	0	0.7
<i>Oithona davisae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.16	0.26	29.2	16.6
<i>Sagitta setosa</i>	0	0	1.3	0	0.1	0	0	0.2	0.3	0.3	0.07	0.02
<i>Oikopleura dioica</i>	0	0	0	0.1	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0.09

Таблица 3.2.2 – Численность (тыс. экз./м³) массовых организмов голопланктона в открытой части Новороссийской бухты

Таксономич. формы	2007			2008			2009			2010		
	V	VII	XI	VII	IX	X	VI	VIII	X	VI	IX	X
<i>Noctiluca scintillans</i>	0	0	0	0	2.7	0	0.8	0	0	0.6	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.	1.1	33.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pleopis polyphemoides</i>	22.4	0.3	0	0	0	0.4	0	0	0.5	9.8	0	0
<i>Penilia avirostris</i>	0	4.9	3.7	6.8	11.6	2.4	7.3	8.3	5.2	0	5.4	2.9
<i>Pseudevadne tergestina</i>	0	0	0	0	0	0	1.0	0.01	0	0	1.2	0
<i>Paracalanus parvus</i>	7.0	3.3	3.5	0	0	6.0	0.5	1.0	12.1	4.4	0	6.4
<i>Centropages ponticus</i>	8.5	7.8	2.2	0	0	3.8	0.02	2.0	2.0	1.5	0	7.4
<i>Acartia tonsa</i>	0.6	4.2	3.9	7.1	2.7	1.8	2.7	7.9	4.5	6.6	3.6	0.6
<i>Acartia clausi</i>	2.6	0.2	0.6	0.9	10.9	7.4	6.3	0.2	10.5	4.4	1.5	1.3
<i>Oithona davisae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.2	17.0	15.3
<i>Sagitta setosa</i>	0	0	14.0	0	0.3	0	0	0	0.5	0	0	0
<i>Oikopleura dioica</i>	0	0	0	0.5	1.3	0	1.3	0	0.08	0	0	0.7

Максимум численности *A. clausi* (12–20 экз./м³) отмечен осенью, весной и в начале лета; минимум – в апреле (< 0.5–0.8 тыс. экз./м³), что соответствует сезонному циклу развития прибрежного черноморского планктона (Пастернак, 1983). Отмеченные три-четыре подъема численности можно принять за появление трех-четырех генераций. По работе (Сажина, 1987), в Черном море *A. clausi* образует семь-девять генераций, которые могли быть нами не учтены из-за больших разрывов в наблюдениях. Протекание жизненного цикла и особенности биологии видов *A. tonsa* и *A. clausi* сходны с таковыми Севастопольской бухты (Губанова и др., 2002; 2003; Загородняя и др., 2007). В период существования в планктоне двух видов акарций, колебания их численности и биомассы происходили в противофазе: летом, с июня по сентябрь, доминировала *A. tonsa*, в остальное время года – *A. clausi*. Большую часть вегетационного сезона у обоих видов самки преобладали над самцами и только в период, предшествующий интенсивному размножению, увеличивалось количество самцов. По мере снижения интенсивности размножения росло количественное преобладание самок.

Популяции *Pseudocalanus elongatus*, *Calanus euxinus*, *Paracalanus parvus*, *Centropages ponticus* (Calanoida) и *Oithona similis* Claus (Cyclopoidea) развивались главным образом в открытой части бухты. В этом районе их среднемноголетняя численность была в 2.5 раза

выше, чем в водах порта (14.5 тыс. экз./м³), а биомасса – в 4.8 раза (62.5 мг/м³). *C. euxinus* – интерзональный вид, обитатель нижних слоев аэробной зоны, интенсивный нерест которого происходит на мелководье ранней весной (Виноградов и др., 1987, 1992). В апреле нерест вида заканчивается, и основная часть его популяции мигрирует в глубинные биотопы моря. По работам (Основы..., 1979; Сажина, 1987), *C. euxinus* размножается в Черном море круглый год, образуя семь-девять генераций, *P. elongatus* – девять генераций. Оба холодноводных вида появлялись в планктоне с конца сентября-октября по апрель и давали несколько подъемов численности: зимой и весной (3–4 тыс. экз./м³) и менее выраженный осенью. Их максимальная биомасса была не более 0.15–0.3 г/м³. *Oithona similis* – довольно малочисленный вид циклопоидных копепод, который в прибрежье встречается главным образом в холодное время года. В Черном море *O. similis* образует шесть-семь генераций с подъемами численности в январе-феврале, июне и ноябре-декабре (Основы..., 1979). В Новороссийской бухте вид встречен в течение октября-июля. Его численность возрастала в марте, июне, октябре, ноябре. Наибольшие подъемы численности, отмеченные в марте и июне, достигали 1–1.5 тыс. экз./м³. Эвритермный вид *Paracalanus parvus* (Calanoida) в Черном море вид интенсивно размножается с мая по июль, за год дает семь-восемь генераций (Основы..., 1979). Это один из доминирующих компонентов голопланктона открытой части Новороссийской бухты. Нами отмечено четыре подъема численности: в мае, июне, июле и октябре-ноябре. Максимальная численность вида достигла в июне 2006 г. – 18 тыс. экз./м³, в октябре 2009 г. – 12.1 тыс. экз./м³, в другие периоды наблюдений ≤ 6–8 тыс. экз./м³. В водах порта численность вида не превышала 2–4 тыс. экз./м³. Стенотермный вид *Centropages ponticus* отмечен в бухте только в теплое время года: с апреля по начало декабря. В открытой части *C. ponticus* давал несколько выраженных подъемов численности: в июне, июле, августе, сентябре-октябре. В середине апреля в планктоне, как правило, появляются младшие науплиальные стадии, в мае – самки, обилие которых достигает максимума во второй декаде июня. В период интенсивного развития самок (июнь-июль 2006 г.) численность вида в открытой части бухты достигала 17–20 тыс. экз./м³, в водах порта – ≤ 2–5 тыс. экз./м³. В октябре-ноябре, когда возрастает количество младших науплиусов, развитие популяции заканчивается.

Популяция недавнего вселенца *Oithona davisae* Ferrari, Orsi (syn. *O. brevicornis* f. *minor* Nishida et al.) (Cyclopoida) развивается главным образом в неритической зоне Черного моря. Долгое время в Черном море вид ошибочно определяли как *O. brevicornis* Giesbr. (Загородняя, 2002; Gubanova, Altuchov, 2007; Selifonova et al., 2008; Селифонова, 2009а; Selifonova, 2011а). Для прибрежных вод Японии вид ранее был указан, как *O. brevicornis* f. *minor* Nishida et al. (Nishida and Ferrari, 1983) и *O. brevicornis* f. *aruensis* Früchtl (Nishida, 1985; Ohtsuka et al., 2008).

От морфологически близкой *O. brevicornis*, описанной В.С.Шуваловым (1980), *O. davisae* отличается строением максиллулы и полового сегмента (Temnykh, Nishida, 2011). *O. davisae* впервые зарегистрирован в Севастопольской бухте в 2001 г., в Новороссийской бухте – в 2003 г. Осенью 2005 и 2006 гг. его максимальная численность в Новороссийском порту достигала 1.0–1.6 тыс. экз./м³. В оба года численность *O. davisae* возрастала к концу осени, на протяжении февраля – мая вид в пробах не отмечался. В 2007–2008 гг. количество рачков оказалось неожиданно низким (даже в пик развития популяции обнаружено всего несколько половозрелых экземпляров). В октябре 2009 г. вид появился в бухте в количестве 0.16 тыс. экз./м³ очевидно в результате сброса балластных вод судов, в ноябре его численность возросла до 8 тыс. экз./м³. Размножение *O. davisae* закончилось в декабре. На протяжении полугода количество вида в планктоне было незначительным, присутствовали в основном старшие копеподитные стадии и половозрелые особи. Начало размножения *O. davisae* приурочено к июлю, когда существенно возросла доля самок, несущих яйцевые мешки. С конца августа до декабря 2010 г. вид всецело доминировал в голопланктоне, составляя 80–85% суммарного количества. Его максимальная численность, отмеченная в сентябре в водах порта достигала 30 тыс. экз./м³, за ее пределами – 17 тыс. экз./м³. Невиданная вспышка развития *O. davisae* привела к снижению количества других веслоногих раков, в частности *A. tonsa*, ранее обильных в это время года. Особенности биологии *O. davisae* более подробно рассмотрены в гл. 7.

Cladocera. Массовое развитие ветвистоусых раков отмечено летом. В открытой части их среднегодовалая численность составляла 7.8 тыс. экз./м³, биомасса 195.9 мг/м³, что в два-пять раз выше, чем в водах порта. Самым многочисленным в водах порта был мелкоразмерный вид *P. polyphemoides*, жизненная стратегия которого характеризуется преимущественной детритоядностью (Зайцев, Александров, 1989). Численность вида в июне 2004 и 2006 гг. составляла 15–20 тыс. экз./м³, достигая максимальных значений в конце мая 2007 г. – 57 тыс. экз./м³ (рисунок 3.2.5, таблица 3.2.1). Необычайное развитие *P. polyphemoides* в количестве, в 30 раз превышающем обилие этих компонентов голопланктона в прежние годы, очевидно обусловлено комплексом факторов. Однако ведущую роль, скорее всего, играет температура – ранний прогрев поверхностных вод (> 20°C), по сравнению с аналогичным периодом предшествующих лет (15.5°C). В открытой части бухты наряду с *P. polyphemoides* доминировал крупный вид – *P. avirostris*, подъем численности которого отмечен в конце июля–сентябре – 8–12 тыс. экз./м³. Показатели чистых вод *Podonevadne tergestina* и *Evadne spinifera*, ранее находящиеся в Черном море на грани исчезновения (Коваль, 1984), отмечены в количестве ≤ 0.04 тыс. экз./м³ (рисунок 3.2.6). У двух массовых кладоцер *P. polyphemoides* и *P.*

avirostris происходило чередование пиков численности: в мае – начале июня – *P. polyphemoides*, в августе-сентябре – *P. avirostris*.

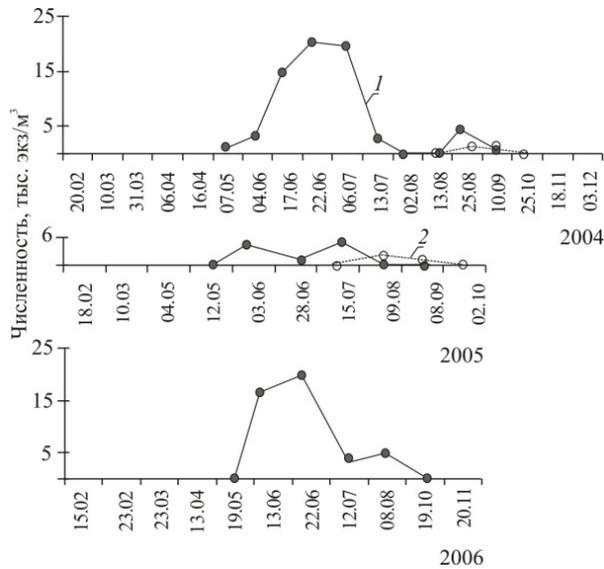


Рисунок 6.2.5 – Динамика численности ветвистоусых раков в водах Новороссийского порта в 2004–2006 гг.

1 – *Pleopis polyphemoides*,
2 – *Penilia avirostris*

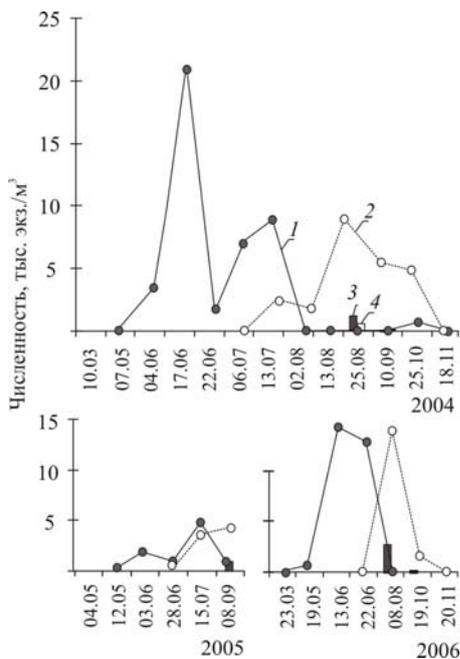


Рисунок 3.2.6 – Динамика численности ветвистоусых раков в открытой части Новороссийской бухты в 2004–2006 гг.

1 – *Pleopis polyphemoides*
2 – *Penilia avirostris*
3 – *Podonevadne tergestina*
4 – *Evadne spinifera*

Прочие организмы. В апреле-июне в водах порта отмечено обильное развитие коловраток рода *Synchaeta* (рисунок 6.2.7). Среднеголетние показатели численности этих организмов составляли 67.2 тыс. экз./м³, биомассы 181.9 мг/м³ и были в два раза выше, чем в открытой части. Максимальная численность *Synchaeta* sp. отмечена в июне 2004 г. и в мае 2005 и 2006 гг. В водах порта их численность достигала > 200–300 тыс. экз./м³, в открытой части ≤ 80 тыс. экз./м³ (рисунок 6.2.8). Интенсивное размножение ноктилюки *N. scintillans* с максимальными за весь период наблюдений величинами численности и биомассы наблюдали в водах порта в

мае-июле 2004–2005 гг. – 30–60 тыс. экз./м³, биомасса 2.0–4.0 г/м³ (рисунок 3.2.9). Начиная с 2006 г. вид стал встречаться реже, вспышки численности более слабыми – 20 тыс. экз./м³ в июне 2006 г., и 8.7 тыс. экз./м³ в мае 2007 г. В аномально теплые 2008–2010 гг. отмечено самое низкое развитие ноктилюки. Среднегодовое обилие вида было в 1.7 раза выше в водах порта (6.7 тыс. экз./м³, 0.4 г/м³) по сравнению с открытой частью. Что касается аппендикулярии *Oikopleura dioica*, то этот вид был распространен в открытой части – 0.7–1.3 тыс. экз./м³, где в отдельные месяцы (сентябрь 2008 г., июнь 2009 г.) достигал максимального обилия 1.3 тыс. экз./м³. Хищные щетинкочелюстные организмы *P. setosa* в значительном количестве присутствовали в планктоне в октябре–ноябре. Среднегодовые величины численности парасагитт варьировали от 0.2 тыс. экз./м³ в водах порта до 1.4 тыс. экз./м³ в открытой части. Эти организмы вносили существенный вклад в биомассу голопланктона – 0.3–1.7 г/м³. В октябре–ноябре 2006 г. их численность возросла до 0.5–0.6 тыс. экз./м³, в сентябре 2007 г. – 1.3 тыс. экз./м³, биомасса 0.8 г/м³ (см. рисунок 3.4.7, 3.4.1). В открытой части эти показатели были значительно выше – 3.3–14 тыс. экз./м³, биомасса 1.4–1.7 г/м³ (рисунок 3.3.8, таблица 3.2.2). В пик развития в популяции отмечены как мелкоразмерные особи L = 1.5–2.0 мм, так и более крупные L = 7.0–9.0 мм.

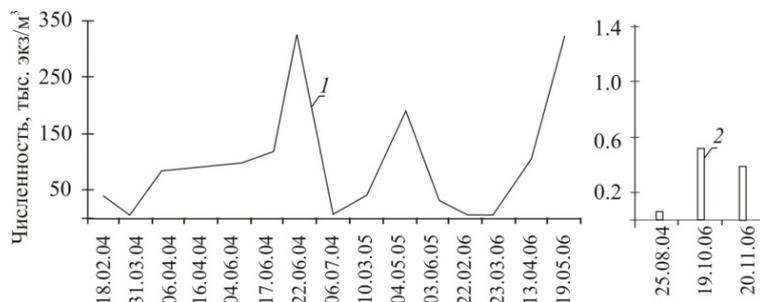


Рисунок 3.2.7 – Динамика численности *Synchaeta* sp. (1) и *Parasagitta setosa* (2) в 2004–2006 гг. в водах Новороссийского порта

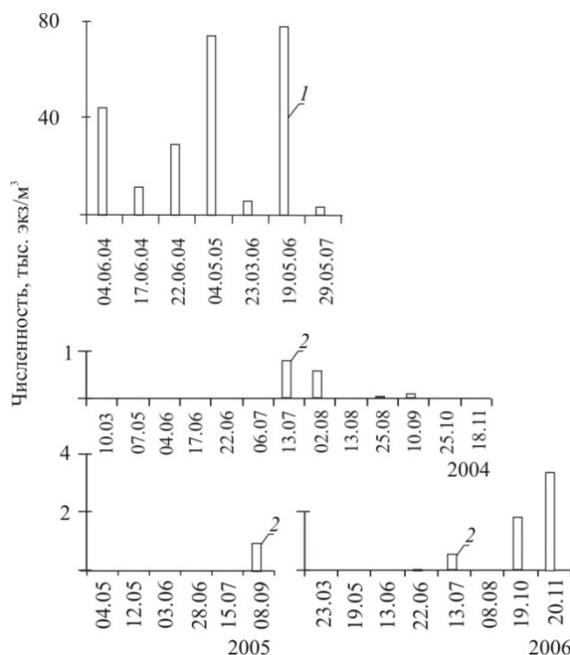


Рисунок 3.2.8 – Динамика численности *Synchaeta* sp. (1) и *Sagitta setosa* (2) в 2004–2006 гг. в открытой части Новороссийской бухты

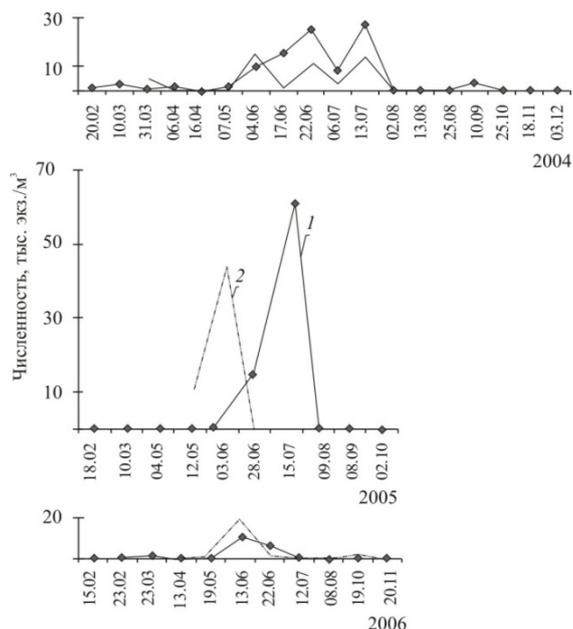


Рисунок 3.2.9 — Динамика численности *Noctiluca scintillans* в Новороссийской бухте в 2004–2006 гг. 1 – порт, 2 – открытая часть

Туапсинский порт. В голопланктоне исследуемой водах в 2004–2006 и 2009–2010 гг. обнаружено 24 таксономические формы, среди которых 10 – Copepoda, 4 – Cladocera, 5 – Rotifera, 2 – Stenophora, 1 – Dinophyceaea (*N. scintillans*), 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (таблица 2, приложение 1). Величина среднегодовой численности кормового голопланктона в водах Туапсинского порта составляла 10.6 тыс. экз./м³, биомасса – 137.6 мг/м³, что в два раза ниже, чем в Новороссийском порту. В открытой части голопланктонные организмы составляли 80% суммарной численности зоопланктона, в портовой части – 65%. В 2004–2005 гг. величины численности голопланктона в водах порта были ≤ 10 тыс. экз./м³, биомассы – 0.1–0.2 г/м³. Начиная с 2009 г. отмечено заметное возрастание его количества как в порту, так и за его пределами при сохранении более низких показателей в загрязненной портовой зоне (рисунок 3.2.10). В сезонной динамике голопланктона отмечены зимние и летние максимумы обилия, которые были наиболее заметны в открытой части – до 47 тыс. экз./м³ в феврале и 35 тыс. экз./м³ в августе. Биомасса в периоды подъема численности колебалась от 0.6 до 0.7 г/м³.

Copepoda. Среднегодовая численность таксоцены Acartia составляла 5.1–5.4 тыс. экз./м³. Показатели биомассы в портовых водах (0.08 г/м³) были в 1.5 раза выше, в открытой части. Популяция неритического вида копепод *A. tonsa* достигала максимального развития в портовых водах – 2.2 тыс. экз./м³, в открытой части – 0.9 тыс. экз./м³. Доля вида в таксоцены Acartia соответственно колебалась от 41.7% до 19.2%. Выраженные подъемы численности *A. tonsa* (9.3–11 тыс. экз./м³) отмечены в августе 2009 г. и сентябре 2006 г. (таблицы 3.2.3, 3.2.4).

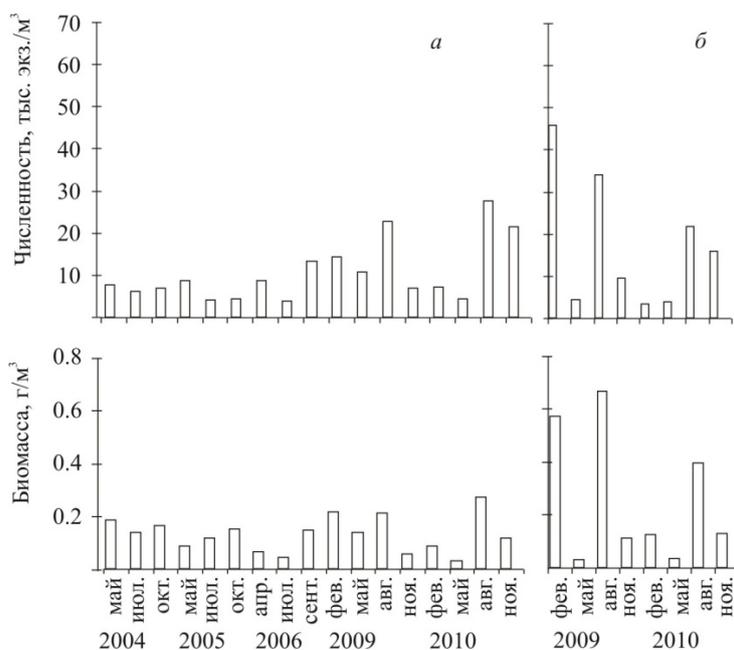


Рисунок 3.2.10 – Динамика голопланктона в водах Туапсинского порта (без учета ноктилюки, гребневиков, синхет)
 а – порт, б – открытая часть

Сезонное увеличение обилия шло параллельно с изменением популяционной структуры – от преобладания науплиев и копеподитов (июнь) до увеличения доли старших копеподитов (CIV–CV) и взрослых особей (август–сентябрь).

Размеры тела в популяции *A. tonsa* варьировали от 0.82 до 0.97 мм у самцов, до 0.85 до 1.05 мм самок, что несколько ниже наблюдаемых в Новороссийской бухте. Общая длина половозрелых особей закономерно изменялась по сезонам. Средняя длина раннелетних особей была меньше средней длины позднелетних. Однако сезонная изменчивость размеров *A. tonsa* очевидно зависела не только от температурного режима, но и от экологических условий и обеспеченности пищей. Поколение крупных самок проходило свое развитие в водах порта, тогда как более мелкие самки развивались в открытых водах. Эвритерный вид *A. clausi* найден в большом количестве в феврале и апреле–мае (6–8 тыс. экз./м³), в открытой части в феврале – 19 тыс. экз./м³. Минимум вида отмечен в июле, августе, сентябре.

Максимальная суммарная численность *Pseudocalanus elongatus* и *Paracalanus parvus* варьировала от 4.0 тыс. экз./м³ в порту до 21 тыс. экз./м³ за его пределами. Численность *S. ponticus* в августе была практически одинакова на всех обследованных участках – 8–9 тыс. экз./м³, а численность *S. euxinus* в феврале была в пределах 1–5 тыс. экз./м³. Что касается развития недавнего вселенца *O. davisae*, то осенью 2005–2006 гг. его численность в водах порта составляла 0.8–1.0 тыс. экз./м³, в 2009 г. – 2.7 тыс. экз./м³. В аномально теплый 2010 г. количество вида в августе достигло 17.6 тыс. экз./м³ и продолжало оставаться высоким в открытой части до середины ноября. Особенности биологии вида были сходны с таковыми Новороссийской бухты. Более подробные сведения о развитии популяции вида и протекании жизненного цикла представлены в главе 7.

Таблица 3.2.3 – Численность (тыс. экз./м³) массовых организмов голопланктона в водах Туапсинского порта

Таксономические формы	2004			2005			2006		
	V	VII	X	V	VII	X	IV	VII	IX
<i>Noctiluca</i>	20.8	0	0	6.7	33.6	3.3	3.3	0	0
<i>Synchaeta</i>	105	0	0	56.0	0	0	623	0	0
<i>Pleopis</i>	0.2	0.02	0	0	0.3	0	0	0	0
<i>Penilia</i>	0	0.4	0	0	0.4	0	0	0	0
<i>Evadne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Podonevadne</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudocalanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paracalanus</i>	0.14	0.02	0.03	0.01	0	0.14	0	0	0
<i>Centropages</i>	0.2	3.7	0.3	0.01	0.04	0.07	0	0	2.4
<i>Acartia tonsa</i>	0	1.0	3.7	0	2.0	2.5	0	3.0	9.3
<i>Acartia clausi</i>	6.0	0.49	2.4	8.6	0.8	1.0	7.0	0.36	0
<i>Oithona</i>	0	0	0	0	0	0.8	0	0	1.0
<i>Parasagitta</i>	0	0.16	0.01	0	0.4	0.01	0	0	0
<i>Oikopleura</i>	0.1	0.02	0.03	0	0.01	0	0.2	0	0
Таксономические формы	2009				2010				
	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	XI	
<i>Noctiluca</i>	0.1	0	0	0	0	3.3	0	0.7	
<i>Synchaeta</i>	0	235	0.8	0	9.8	2.9	0	0	
<i>Pleopis</i>	0.08	2.0	0.2	0.08	0	0.3	0	0	
<i>Penilia</i>	0	0	0.3	0	0	0	4.2	0	
<i>Evadne</i>	0	0	0.2	0	0	0	0	0	
<i>Pseudevadne</i>	0	0	0.4	0	0	0	0	0	
<i>Calanus</i>	1.0	0	0	0.05	5.4	0	0	0.16	
<i>Pseudocalanus</i>	2.2	0	0	0	0.01	0	0	0	
<i>Paracalanus</i>	1.7	1.1	0.6	0.2	0	1.0	0	2.1	
<i>Centropages</i>	0	0.02	8.2	0.6	0	0.2	1.3	0.2	
<i>Acartia tonsa</i>	0	0	11.4	0.9	0	0	4.7	0.3	
<i>Acartia clausi</i>	6.2	7.6	0.23	2.2	6.4	2.7	0.09	1.8	
<i>Oithona</i>	0	0	0	2.7	0.08	0	17.6	9.8	
<i>Parasagitta</i>	0	0	0.7	0	0	0	0	0.01	
<i>Oikopleura</i>	0.15	0	0.3	0.04	0	0.07	0	0	

Cladocera. Мелкоразмерный вид *P. polyphemoides*, предпочитающий эвтрофные воды, в открытой части был представлен слабо. Однако мало его было и в портовых водах, где периодически случались аварийные выбросы нефти. Начиная с 2009 г. в открытой части стала более заметной численность крупных кладоцер. Численность *P. avirostris* достигала 7.7–10.9 тыс. экз./м³, *P. tergestina* и *E. spinifera* – в сумме 1.1 тыс. экз./м³. В целом, крупные кладоцеры составляли 41.6% всего обилия голопланктона.

Прочие организмы. В портовых водах в массовом количестве развивались коловратки *Synchaeta* sp. Пики обилия этих организмов отмечены в апреле и мае. Особенно много синхет было в апреле 2006 г., когда их численность приблизилась к максимальным для северо-

восточного шельфа величинам – 623 тыс. экз./м³. Во время интенсивного размножения доля синхет в суммарной численности голопланктона достигала 96–99%.

Таблица 3.2.4 – Численность (тыс. экз./м³) массовых организмов голопланктона в открытой части Туапсинского порта

Таксономические формы	2009				2010			
	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	XI
<i>Noctiluca</i>	0	0	0	0	0	4.9	0	0
<i>Synchaeta</i>	0	4.3	0	0	7.4	0	0	0
<i>Pleopis</i>	0	0.5	0	0.04	0	0	0	0
<i>Penilia</i>	0	0	10.9	0	0	0	7.7	0
<i>Evadne</i>	0	0	4.1	0	0	0	0.7	0
<i>Pseudevadne</i>	0	0	4.1	0	0	0	0.4	0
<i>Calanus</i>	2.5	0.12	0	0	5.2	0	0	0.5
<i>Pseudocalanus</i>	8.8	0	0	0	3.0	0	0	0
<i>Paracalanus</i>	12.6	1.4	1.6	1.5	2.5	1.5	0	1.8
<i>Centropages</i>	0	0	9.6	0.7	0	0.24	1.4	0.06
<i>Acartia tonsa</i>	0	0	3.3	1.1	0	0	3.0	0.3
<i>Acartia clausi</i>	19.0	2.2	0.07	3.3	5.0	1.4	0.09	1.6
<i>Oithona</i>	0	0	0	2.5	0.03	0	8.1	11.5
<i>Parasagitta</i>	0.01	0.01	0.7	0.09	0	0	0.06	0.04
<i>Oikopleura</i>	0.4	0	1.3	0.07	0	0	0	0

Parasagitta setosa в значительном количестве отмечена в июле–августе. Среднеголетние величины численности парасагитт варьировали от 0.04 тыс. экз./м³ до 0.1 тыс. экз./м³. Вклад парасагитт в обилие голопланктона в водах порта оказался наиболее существенным в июле 2004–2005 гг. и августе 2009 г., когда их численность возросла до 0.4–0.7 тыс. экз./м³, а биомасса достигла 0.9 г/м³. В открытой части показатели численности составляли ≤ 0.7 тыс. экз./м³, биомассы – 0.1 г/м³. В 2010 г. увеличения обилия парасагитт не выявлено.

Интенсивное развитие *N. scintillans* с максимальными за весь период наблюдений величинами обилия выявленов водах порта в мае-июле 2004–2005 гг. (20–33 тыс. экз./м³, биомасса 1.25–2.2 г/м³). Начиная с 2006 года вид стал встречаться реже. Причем его относительно низкая численность наблюдалась и в Новороссийской бухте. Среднеголетнее обилие вида было в семь раз выше в водах порта по сравнению с открытой частью. Аппендикулярии были распространены преимущественно в открытой части – 0.2 тыс. экз./м³, где их максимальная численность в августе достигала 1.3 тыс. экз./м³.

Анапская бухта. В составе голопланктона в 2004–2011 гг. отмечено 29 таксономических форм, включая 15 – Copepoda, 4 – Cladocera, 5 – Rotifera, 2 – Ctenophora, 1 – Dinophyceae (*Noctiluca scintillans* (Macart.)), 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (таблица 2, приложение 1). Голопланктонные организмы составляли 75% от общего количества зоопланктона. Величина среднеголетней численности кормовых организмов варьировала в пределах 1.8–37.7 тыс.

экз./м³ (средние значения – 11.7 тыс. экз./м³), биомасса – 0.005–0.7 г/м³ (средние значения – 0.21 г/м³) (Селифонова, 2014а). Высокие показатели численности голопланктона были характерны для июля и сентября – 31.7–37.4 тыс. экз./м³ (рисунок 3.2.11). Биомасса в периоды подъема численности достигала 0.7 г/м³.

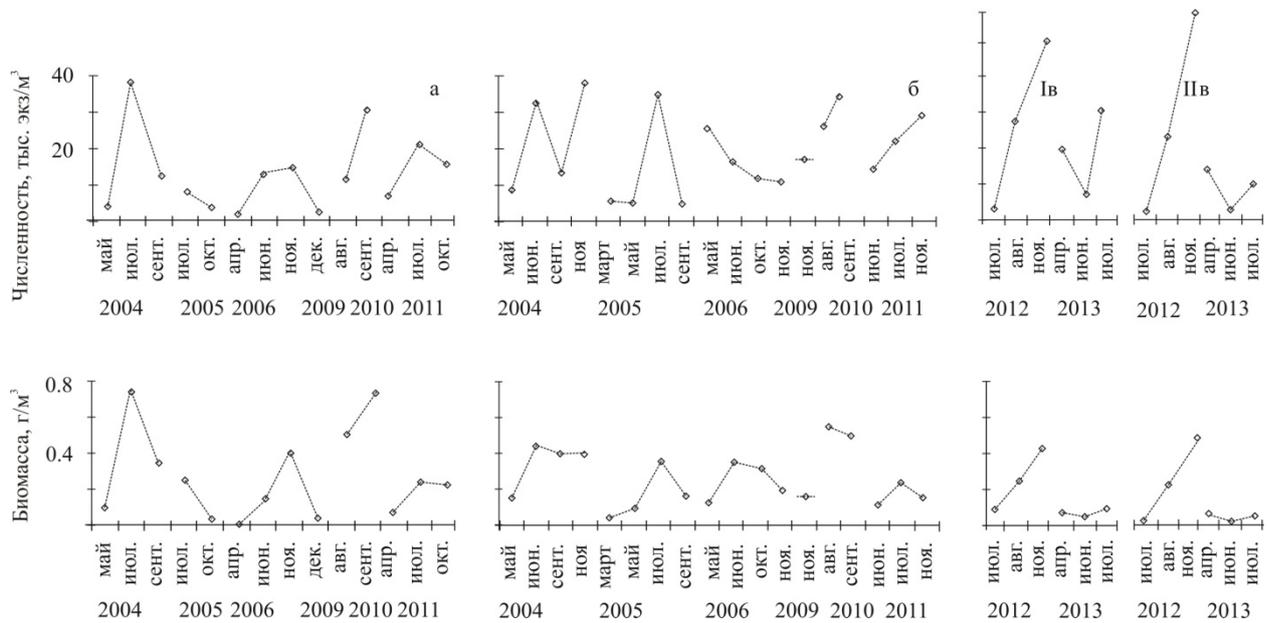


Рисунок 3.2.11– Динамика численности и биомассы голопланктона (без учета ноктилюки, гребневигов и синхет). Здесь и на риснке 6.2.14: а – Анапская бухта, б – Геленджикская бухта, в – Сочинский порт (Iв – порт, IIв – открытая часть).

Copepoda. Веслоногие раки – наиболее многочисленная группа кормового голопланктона (87.2% суммарного количества). Их среднемноголетняя численность составляла 11.6 тыс. экз./м³, что в два раза ниже, чем в Геленджикской бухте. Численность таксоцена *Acartia* достигала 8.8 тыс. экз./м³. Выраженные подъемы численности *A. tonsa* наблюдали в июле (10.6 тыс. экз./м³) и августе (3–5 тыс. экз./м³), *A. clausi* – в ноябре (5 тыс. экз./м³) (рисунок 3.2.12). Популяция эвритермного вида *P. parvus* в заметном количестве развивалась в июле (11.2 тыс. экз./м³), ноябре (5.6 тыс. экз./м³), популяция теплолюбивого вида *C. ponticus* – в июле (3.6–6.7 тыс. экз./м³). Младшие копеподитные стадии и науплии холодноводного *C. euxinus* в планктоне бухты были обильны в апреле (5.3 тыс. экз./м³). Максимальная численность *O. similis* (Cyclozoidea) в мае и апреле в Анапской бухте была не более 0.3 тыс. экз./м³. В последние годы с конца лета – осени в бухте наблюдалось чрезвычайно быстрое размножение и распространение чужеродной циклопидной копеподы *O. davisae*. В Анапской бухте вид впервые отмечен в октябре 2005 г. (0.05 тыс. экз./м³), повторно обнаружен в декабре 2009 г. – 0.8 тыс. экз./м³. В августе 2010 г. численность *O. davisae* достигала 5 тыс. экз./м³, в сентябре – 22 тыс. экз./м³, в июле 2011 г. – 20.2 тыс. экз./м³, в октябре – 7.2 тыс. экз./м³. Следует отметить,

что наибольшие концентрации теплолюбивых видов копепод *A. tonsa*, *C. ponticus*, *O. davisae* отмечены на более мористых станциях.

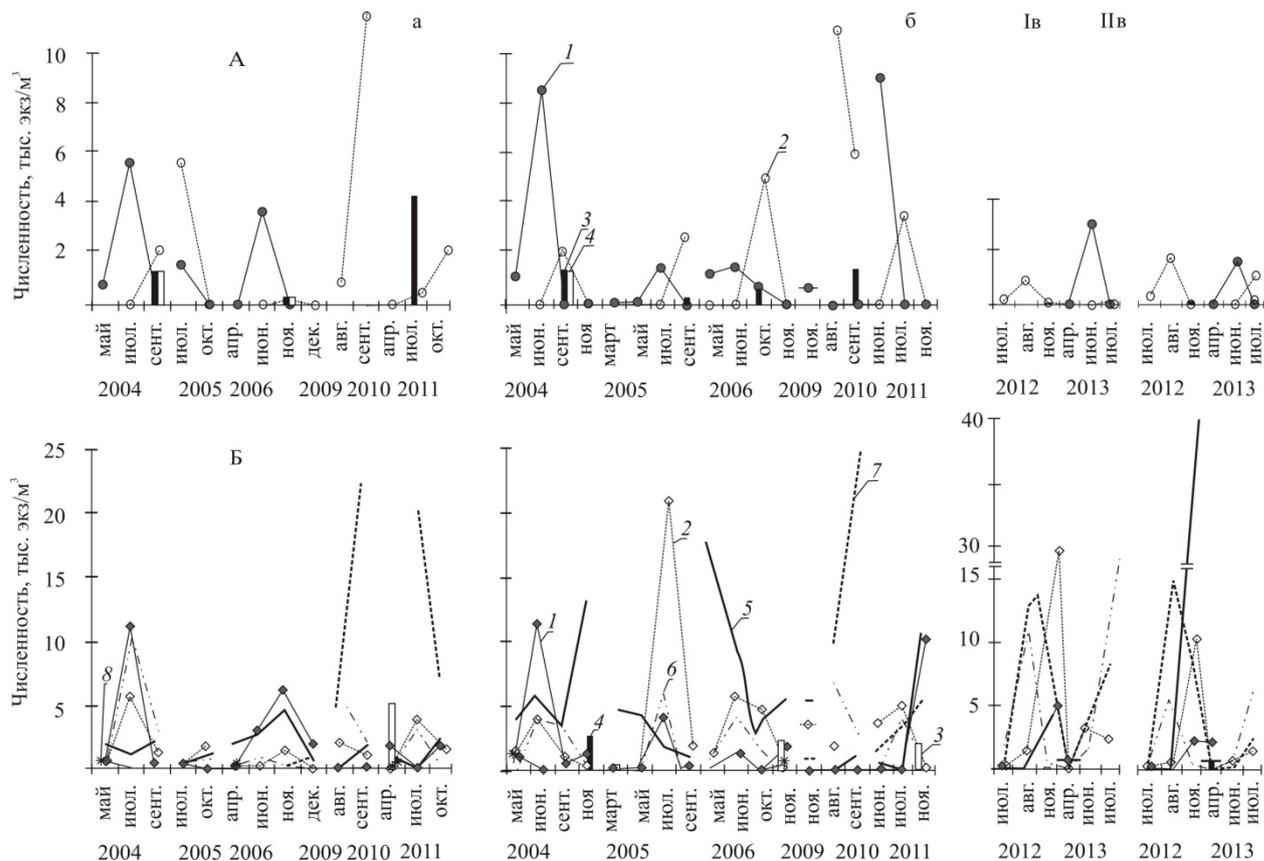


Рисунок 3.2.12 – Динамика численности ветвистоусых раков (А): 1 – *Pleopis polyphemoides*, 2 – *Penilia avirostris*, 3 – *Pseudevadne tergestina*, 4 – *Evadne spinifera* и веслоногих раков (Б): 1 – *Paracalanus parvus*, 2 – *Centropages ponticus*, 3 – *Calanus euxinus*, 4 – *Pseudocalanus elongatus*, 5 – *Acartia clausi*, 6 – *A. tonsa*, 7 – *Oithona davisae*, 8 – *Oithona similis*.

Cladocera. Общее количество ветвистоусых раков было в два раза ниже по сравнению с Геленджикской бухтой. *P. polyphemoides* развивался в заметных концентрациях в 2004–2006 гг., когда его максимальная численность достигала 3.6–5.6 тыс. экз./м³. Подъем численности *P. avirostris* отмечен в сентябре – 12.7 тыс. экз./м³, *P. tergestina* в конце июля – 3.3 тыс. экз./м³. В 2010–2011 гг. общее количество кладоцер возросло в 1.5 раза. Вместе с тем, крупноразмерные виды кладоцер *P. avirostris*, *P. tergestina* в зонах интенсивной рекреации были представлены слабо

Прочие организмы. Обилие коловраток *Synchaeta* sp. в Анапской бухте было самым низким в сравнении с полузакрытыми портами и бухтами северо-восточного шельфа Черного моря. Интенсивное размножение коловраток отмечено в апреле, когда их максимальная численность достигала 270–280 тыс. экз./м³ (таблица 3.2.5). Подъем численности *N. scintillans* отмечен в июне 2004 г. – 6.7 тыс. экз./м³.

Таблица 3.2.5 – Численность (тыс. экз./м³) прочих организмов голопланктона в водах портов и бухт северо-восточного шельфа Черного моря

Геленджикская бухта																			
Таксономич. формы	2004				2005				2006				2009	2010		2011			
	V	VI	IX	XI	III	V	VII	IX	V	VI	X	XI	XI	VIII	IX	VI	VII	XI	
<i>Noctiluca</i>	2.2	11.2	0	0.25	0.56	10.5	1.6	0	8.9	2.9	0	0.9	0	0	0	1.4		0.7	
<i>Synchaeta</i>	18.4	3.2	0	0	560	55.9	0	0	225	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parasagitta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0.74	0.04	0.008	0	0.07	0.35	0	0.008	0	
<i>Oikopleura</i>	0	2.0	0.84	0	0	0	0		0.13	0	0.99	1.1	0	0	0	0	0.005	0	
Анапская бухта													Лиман «Змеиное озеро»						
Таксономич. формы	2004			2005		2006			2009	2010		2011			2010	2011			
	V	VII	IX	VII	X	IV	VI	XI	XII	VIII	IX	IV	VII	X	IX	III	V	VIII	XI
<i>Noctiluca</i>	1.7	6.7	0	2.8	0	0.9	0.05	0	0	0	0	0.5	0	0.01	0	0	6.8	0	0.004
<i>Synchaeta</i>	33.6	0	0	0	0	279	0	0	0	0	0	271	0	0	0	0.55	8.5	0	0
<i>Parasagitta</i>	0.03	0.09	0.05	0.1	0.02	0	0.004	0.5	0.01	0.6	0.3	0	0.08	0	0.012	0	0	0	0
<i>Oikopleura</i>	0	2.0	0.8	0	0.04	0.006	2.1	0.02	0	0	0	0	0	0	0.008	0.016	0.046	0	0.004
Таксономические формы	Сочи, порт						Сочи, открытая часть						Таманский порт						
	2012			2013			2012			2013			2013	2014					
	VII	VIII	XI	IV	VI	VII	VII	VIII	XI	IV	VI	VII	VIII	XI	III	VII			
<i>Noctiluca</i>	0	0.05	0.4	0.7	0.7	0.006	0	0.01	0	0.7	0.09	0.012	0	0	23.7	0.0007			
<i>Synchaeta</i>	0	0	0	121	0	0	0	0	0	89.2	0	0	0	0	8.6	0			
<i>Parasagitta</i>	0.2	0.04	0.13	0.01	0.012	0.012	0.05	0.1	0.07	0.001	0.005	0.45	0.16	0.002	0	0			
<i>Oikopleura</i>	0.02	0	0.12	0	0	0.056	0.3	0.006	0.02	0	0	0.4	0.9	0.002	0	0.05			

В последующие годы вид встречался реже. Аппендикулярии *O. dioica* высоких величин численности достигали в июне-июле – 2.0 тыс. экз./м³. Щетинкочелюстные организмы *P. setosa* в значительном количестве в бухте не развивались (максимум 0.3–0.6 тыс. экз./м³).

Геленджикская бухта. В составе голопланктона в 2004–2011 гг. отмечено 26 таксономических форм, включая 13 – Copepoda, 4 – Cladocera, 4 – Rotifera, 2 – Stenophora, 1 – Dinophyceae, 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (таблица 2, приложение 1). Голопланктонные организмы составляли 83% общей численности зоопланктона. Численность кормовых организмов без учета желетелых форм (ноктилюки, гребневиков) и коловраток синхет колебалась от 5 тыс. до 36.9 тыс. экз./м³ при средних значениях 19.7 тыс. экз./м³, биомасса 0.08–0.57 г/м³ (среднее 0.27 г/м³).

Copepoda. Веслоногие раки составляли 75.5% от суммарного количества кормового планктона. В их составе наиболее обильно был представлен таксоцен *Acartia* – 11.8 тыс. экз./м³. Выраженные подъемы численности *A. tonsa* отмечены в июле и августе – 6–7 тыс. экз./м³. Стенотермный теплолюбивый вид *C. ponticus* в бухте давал несколько выраженных подъемов численности: в июне, июле и октябре. В период интенсивного развития самок (июль 2005 г.) численность вида достигала 21 тыс. экз./м³. Наибольшие концентрации теплолюбивых видов копепод отмечены в зоне влияния открытых вод (центр бухты, морпорт), а наименьшие – в районах интенсивной рекреации (городские пляжи). Численность эвритермных видов, таких как *A. clausi* возрастала в мае (17 тыс. экз./м³), ноябре (11–13.6 тыс. экз./м³); *P. parvus* – в июне (11 тыс. экз./м³), июле (4 тыс. экз./м³). Подъемы численности популяций холодноводных копепод *P. elongatus*, *C. euxinus* отмечены в ноябре (\leq 2 тыс. экз./м³), *O. similis* – в мае и ноябре (0.5–0.9 тыс. экз./м³). Что касается *O. davisae*, то в Геленджикской бухте, где портовый комплекс развит слабо, в сентябре 2005 г. найдено всего несколько экземпляров. В ноябре 2009 г. вид снова появился в бухте в количестве 5.5 тыс. экз./м³, в августе 2010 г. его численность возросла до 10 тыс. экз./м³, в сентябре – 25 тыс. экз./м³. Вид доминировал в голопланктоне, достигая 80% суммарного количества. В 2011 г. в июле и ноябре численность *O. davisae* не превышала 3–6 тыс. экз./м³.

Cladocera. Ветвистоусые раки составляли 21% кормового голопланктона при среднемноголетней численности – 4 тыс. экз./м³. Самым многочисленным был крупноразмерный вид – *P. avirostris*. Его численность в сентябре-октябре 2004–2006 гг. была 2–5 тыс. экз./м³ и достигала максимальных значений в августе 2010 г. – 11 тыс. экз./м³. За последние годы количество вида в среднем возросло в три раза. Мелкоразмерный *P. polyphemoides* достигал высокой численности – 8.5–9 тыс. экз./м³ в июне 2004 г. и 2011 гг., в остальные периоды наблюдений его обилие было не более 1.5 тыс. экз./м³. Показатель чистых вод *P. tergestina*, ранее довольно редкий вид (Коваль, 1984), в бухте отмечен в количестве не

более 1.2 тыс. экз./м³. В районах интенсивной рекреации *P. avirostris*, *P. tergestina* развивались слабо.

Прочие организмы. Весной в бухте отмечено обильное развитие коловраток *Synchaeta* sp. Их среднемноголетняя величина достигала 143 тыс. экз./м³. Особенно много было синхет в марте 2005 г., когда их количество приблизилось к максимальным для северо-восточного шельфа величинам – 560 тыс. экз./м³. Во время интенсивного размножения их доля в суммарной численности голопланктона достигала 95–99%. Вклад хищных щетинкочелюстных организмов *P. setosa* в обилие голопланктона был невелик (максимум 0.35–0.7 тыс. экз./м³). В периоды подъемов численности популяции (июнь, сентябрь) отмечены главным образом мелкоразмерные особи $L = 1.5–2$ мм. В то же время аппендикулярии *O. dioica* в отдельные месяцы (июнь, сентябрь и ноябрь) достигали довольно высокой численности 1–2 тыс. экз./м³.

Сочинский порт. Видовой состав голопланктона был беднее в сравнении с водами городов Геленджика и Анапы. В его составе в 2012–2013 гг. отмечено 16 таксономических форм, включая 7 – Copepoda, 4 – Cladocera, 2 – Stenophora, 1 – Dinophyceae, 1 – Chaetognatha, 1 – Appendicularia (таблица 2, приложение 1). Голопланктонные организмы составляли 71% от общего количества зоопланктона. Численность кормовых организмов голопланктона в водах порта колебалась от 3–4 тыс. экз./м³ в апреле и июле до 54 тыс. экз./м³ в ноябре (средние значения – 21.3 тыс. экз./м³), биомасса – соответственно 0.08–0.4 г/м³ (средние значения – 0.18 г/м³); в открытой части численность была в пределах 1.8–62.2 тыс. экз./м³, биомасса – 0.03–0.5 г/м³ (при средних значениях 17.8 тыс. экз./м³, биомасса 0.16 г/м³). Наиболее низкие показатели обилия голопланктона были характерны для апреля и начала июля. Апрельское снижение обилия голопланктона соответствовало сезонному циклу развития зоопланктона в северо-восточной части Черного моря (Пастернак, 1983). В это время интенсивно размножались коловратки рода *Synchaeta* (121 тыс. экз./м³), другие организмы голопланктона встречались в незначительном количестве. В начале июля хищный гребневик *M. leidyi* достигал сезонного максимума развития, а количество его молоди ($L = 1.5–3$ мм) в водах порта составляло 106 экз./м². Появление в конце июля – начале августа гребневика *B. ovata* (10 экз./м², размеры $L = 5–30$ мм) закономерно повлекло за собой увеличение обилия голопланктона. Напомним, что основным объектом питания *B. ovata* служит мнемипсис. Аномально высокая температура воды ноября 2012 г. (20°C) (рисунок 3.2.13) при отсутствии хищников способствовала дальнейшему росту обилия голопланктона до 54–62.2 тыс. экз./м³ при биомассе 0.4–0.5 г/м³.

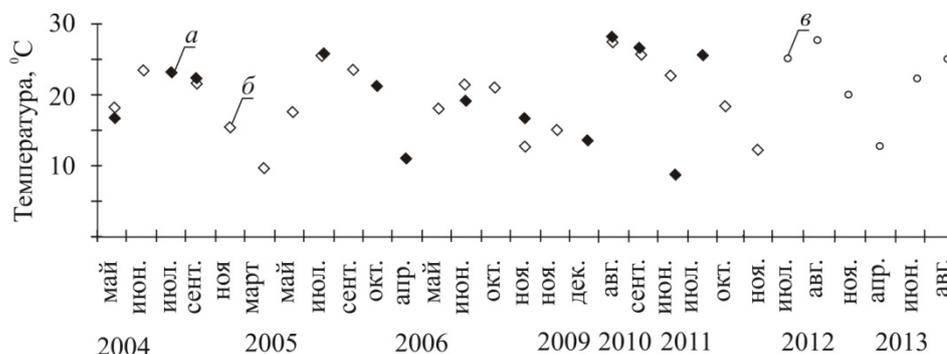


Рисунок 3.2.13 – Динамика температуры поверхностного слоя воды в водах городов Анапы (а), Геленджика (б), Сочи (в).

Copepoda. Веслоногие раки составляли 85–90% общего количества голопланктона. Средняя численность таксоцена *Acartia* в водах порта (1.8 тыс. экз./м³) была в 7.5 раз ниже, чем в открытой. В июле доля *A. tonsa* колебалась от 12.9 до 66%, в августе вид абсолютно доминировал в составе таксоцена. Численность вида в период максимальной популяционной плотности варьировала от 21.5 тыс. экз./м³ в порту до 5.7 тыс. экз./м³ в открытой части (рисунок 3.2.12). Максимум численности эвритермного вида *A. clausi* отмечен в ноябре. В порту количество вида достигало 4.7 тыс. экз./м³, в открытой части было на порядок выше. Существенное влияние на увеличение численности копепод могло оказать повышение температуры воды, наблюдаемое в последние годы. В 2012 г. температура воды в июле достигала 25°C, в августе – 28.3°C, в ноябре – 20°C. Несмотря на достаточный прогрев воды популяция *A. tonsa* в ноябре была представлена слабо. Очевидно осенние колебания температуры воды привели к затуханию размножения популяции вида. Летом заметно развивался *C. ponticus* (0.8–2.9 тыс. экз./м³), причем его количество в водах порта было почти в три-четыре раза выше по сравнению с открытой частью. В ноябре численность вида возросла от 11 тыс. экз./м³ в открытой части до 28.7 тыс. экз./м³ в порту, достигая на отдельных станциях 41.4 тыс. экз./м³. Осенью в заметных количествах отмечен *P. parvus* – 5.4 тыс. экз./м³ в порту и 1.9 тыс. экз./м³ за пределами. Что касается развития циклопидной копеподы *O. davisae*, в начале июля ее численность была не более 0.5–1 тыс. экз./м³, в конце июля-августе – 7.7–12.9 тыс. экз./м³ в порту и 2.3–14.8 тыс. экз./м³ в открытой части и продолжала оставаться высокой в ноябре – 14.5 тыс. экз./м³ в порту и 8.6 тыс. экз./м³ в открытой части.

Cladocera. В июне многочисленным был *P. polyphemoides*, в конце июля-августа – *P. avirostris*. Численность *P. polyphemoides* достигала максимальных значений в водах порта (2.9 тыс. экз./м³), численность *P. avirostris* – за пределами порта (1.2–1.8 тыс. экз./м³). Количество *P. tergestina* в ноябре в водах порта составляло 0.09 тыс. экз./м³, за пределами – 0.3 тыс. экз./м³.

Прочие организмы. Отмечено очень низкое развитие *P. setosa* (максимум 0.2 тыс. экз./м³), *O. dioica* (0.3–0.4 тыс. экз./м³) и *N. scintillans* (0.4–0.7 тыс. экз./м³) (таблица 6.2.5). Подъем численности коловраток рода *Synchaeta* наблюдали в апреле – 121.1 тыс. экз./м³ в порту, 89.2 тыс. экз./м³ в открытой части. Во время интенсивного размножения доля синхет в суммарной численности голопланктона достигала 95–97%, а их биомасса – 0.2–0.3 г/м³.

Лиман «Змеинное озеро». В 2010–2011 гг. идентифицировано 15 таксономических форм, среди которых Copepoda – 11, Rotifera – 1, Dinophyceae – 1, Chaetognatha – 1, Appendicularia – 1. Ветвистоусые раки (Cladocera) в период исследования в водах лимана отсутствовали. Обилие голопланктона в лимане было очень низким. Среднегодовая численность голопланктона (без учета ноктилюки и синхет) составляла 14.2 тыс. экз./м³, биомасса 0.06 г/м³. Низкие показатели численности голопланктона характерны для мая и ноября (3.5–6.7 тыс. экз./м³), высокие – для сентября (31.3 тыс. экз./м³) (рисунок 6.2.14). Биомасса колебалась от 0.009 до 0.13 г/м³ (Selifonova, 2014).

Copepoda. Веслоногие раки – наиболее многочисленная группа голопланктона (99.2–99.9% суммарной численности). Средняя численность таксоцены Acartia составляла – 3.5 тыс. экз./м³. Степень доминирования *A. tonsa* в таксоцене Acartia составляла 51%. Выраженные подъемы численности *A. tonsa* наблюдали в августе-сентябре (3.6–5.4 тыс. экз./м³), *A. clausi* – в ноябре и марте (3.4–3.5 тыс. экз./м³). В популяции этих видов отмечены все возрастные стадии, но наиболее многочисленными были копеподиты и взрослые особи.

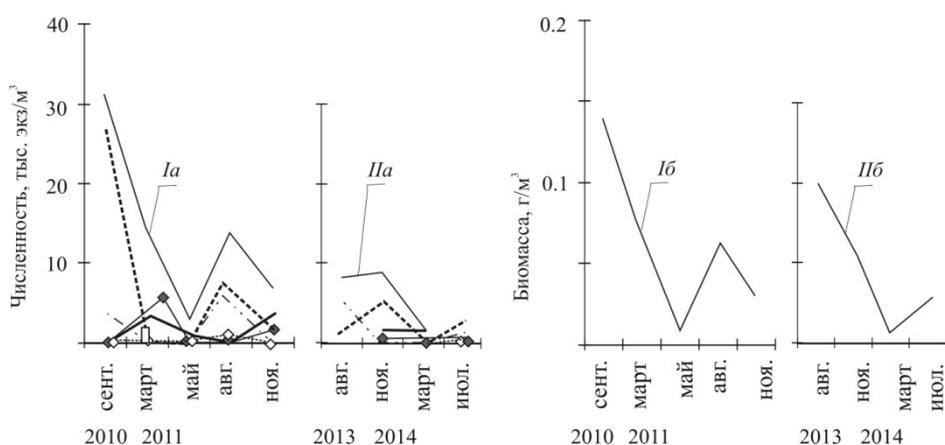


Рисунок 3.2.14 – Динамика численности и биомассы голопланктона (без учета ноктилюки и синхет)

I – лиман «Змеинное озеро», II – Таманский порт: а – общая численность, б – общая биомасса.
Усл. обозн. см. рисунок 3.2.12

В марте наблюдали размножение крупных холодноводных видов копепод *C. euxinus* – 1.7 тыс. экз./м³, *P. elongatus* – 4.5 тыс. экз./м³ и эвритермного вида *P. parvus* – 5.7 тыс. экз./м³. Что касается циклопидной копеподы *O. davisae*, то этот вид всецело доминировал в голопланктоне в сентябре, составляя 88% его суммарного количества. Численность вида достигала максимальных величин численности для региона – 26.7 тыс. экз./м³ (в Новороссийском порту – 30 тыс. экз./м³). Соотношение самцов и самок составляло 1 CVI M : 4 CVI F. В марте и мае количество ойтаны в планктоне было незначительным, присутствовали в основном старшие копеподитные стадии и половозрелые особи. В августе при температуре 26.1°C численность вида составляла – 6.7 тыс. экз./м³. В популяции *O. davisae* количество науплиев достигало 40–50%, младших копеподитных стадий – 20–25%. В ноябре с понижением температуры воды до 12.5°C размножение вида пошло на спад – 1.9 тыс. экз./м³.

Прочие организмы. Отмечено очень низкое развитие *P. setosa*, *O. dioica* (0.012– 0.05 тыс. экз./м³). Коловратки рода *Synchaeta* и *N. scintillans* главным образом развивались в мае, их количество также было не высоко – 6.8– 8.5 тыс. экз./м³.

Таманский порт. В 2013–2014 гг. в составе голопланктона отмечено 15 таксономических форм, среди которых Stenophora – 2, Cladocera – 3, Copepoda – 8, Chaetognatha – 1, Appendicularia – 1. Голопланктон составлял существенную часть численности зоопланктона – 50–70%. Численность кормовых организмов колебалась от 2.0 до 9.1 тыс. экз./м³, биомасса – 0.012–0.1 г/м³, в среднем 6.5 тыс. экз./м³, 0.06 г/м³ (рисунок. 3.2.14). В ноябре и марте при температуре воды (10–14°C) происходило слабое развитие голопланктона (Селифонова, 2014в). В июле интенсивно развивался гребневик *M. leidy*, в августе – гребневик *B. ovata*. В ловах сетью Б-Р преобладали особи гребневиков размером 20–30 мм, а их численность достигала 20–40 экз./м². Массовое развитие гребневиков *B. ovata*, которые питаются хищными гребневиками *M. leidy*, как правило, приводит к увеличению биомассы голопланктона.

Copepoda. Доля веслоногих раков в суммарной численности голопланктона колебалась от 76.4 до 81.3%. *A. tonsa* доминировала в августе с численностью 6.2 тыс. экз./м³. Вклад вида в суммарное количество голопланктона составлял 28–73.4%. В половой структуре популяции преобладали старшие копеподитные стадии (65–75%). Численность *A. clausi* в марте и ноябре составляла 1.6–1.7 тыс. экз./м³. В марте доля вида в структуре таксоцены веслоногих раков достигала 96–99.9%. В планктоне незначительно присутствовали половозрелые самцы и самки. Старшие возрастные стадии составляли 20%, науплиусы – 68.4–94% от суммарного числа особей в популяции. Численность циклопидной копеподы *O. davisae* колебалась от 0.3–3.4 тыс. экз./м³ в июле-августе до 5.4 тыс. экз./м³ в ноябре. В

период максимальной плотности доля вида в структуре таксоцена составляла 59%. В планктоне незначительно присутствовали половозрелые самцы и самки, на долю CV приходилось 64%. Доля самок с яйцевыми мешками составляла $\leq 1-5\%$ от суммарного числа половозрелых женских особей. Холодноводные виды Copepoda – *C. euxinus*, *P. elongatus*, *O. similis* в открытых водах Таманского порта встречались значительно реже. Численность эвритермного вида *P. parvus* в ноябре была 0.3 тыс. экз./м³.

Cladocera. В июле в водах порта в небольших концентрациях отмечены *P. polyphemoides*, *P. avirostris* (0.3–0.6 тыс. экз./м), августе – *P. tergestina*, *P. avirostris* (0.3–0.7 тыс. экз./м³).

Прочие организмы. Коловратки рода *Synchaeta* доминировали в составе голопланктона в марте (93% суммарной численности) (таблица 6.2.5). Однако их количество было невысоко – 23.7 тыс. экз./м³, биомасса 57.5 мг/м³. В это же время отмечена ноктилюка с численностью 8.6 тыс. экз./м³. Аппендикулярии *O. dioica*, (0.9 тыс. экз./м³) и щетинкочелюстные организмы *P. setosa* (0.16 тыс. экз./м³) в заметных количествах развивались в августе.

Таманский залив. В июле 2010 г. в составе голопланктона отмечено 9 таксономических форм, среди которых Stenophora – 2, Cladocera – 2, Copepoda – 4, Chaetognatha – 1. Численность голопланктона (без учета гребневиков, медуз и коловраток) достигала высоких значений – 28.3 тыс. экз./м³ или 54.5% суммарной численности зоопланктона (таблица 3.2.6). Биомасса составляла биомасса 0.3 г/м³

Таблица 3.2.6 – Численность (тыс. экз./м³) массовых организмов голопланктона Таманского причерноморья и Керченского пролива в июле 2010 г.

Таксономические формы	Керченский пролив		Таманское причерноморье (м. Железный рог – Бугазский лиман)
	Таманский залив	коса Тузла–м. Панагия	
<i>Synchaeta</i> sp.	8.0	0	0
<i>Pleopis polyphemoides</i>	6.7	0	0
<i>Penilia avirostris</i>	0.5	0.8	12.0
<i>Evadne spinifera</i>	0	0.5	0.7
<i>Pseudevadne tergestina</i>	0	0.004	0.12
<i>Centropages ponticus</i>	0	0.16	0.2
<i>Acartia tonsa</i>	26.6	6.1	1.9
<i>Oithona davisae</i>	1.5	0.8	0.12
<i>Parasagitta setosa</i>	0.05	0.08	0.2

В ловах сетью Б-Р отмечены гребневики *B. ovata* с размерами 22–34 мм. Их численность составляла 31–45 экз./м². Массовое развитие гребневиков *B. ovata*, как правило, приводит к увеличению биомассы голопланктона.

Copepoda. Среди веслоногих раков абсолютно доминировала популяция неритического вида копепод *A. tonsa* – 26.6 тыс. экз./м³ (индекс доминирования 93.9%). Размеры половозрелых самок акарции варьировали в диапазоне 0.87–1.1 мм, самцов – 0.86–1.05 мм. Численность циклопидной копеподы *O. davisae* была ≤ 1.5 тыс. экз./м³.

Прочие организмы. Среди этой группы организмов в заметных количествах отмечены только коловратки (8.0 тыс. экз./м³).

Керченский пролив. Коса Тузла – м. Панагия. В июле 2010 г. в составе голопланктона отмечено 11 таксономических форм, среди которых *Stenophora* – 2, *Cladocera* – 3, *Copepoda* – 5, *Chaetognatha* – 1. Голопланктон составлял 38% суммарной численности зоопланктона. Его численность была 8.5 тыс. экз./м³, что в 3.5 раза ниже, чем в Таманском заливе. Биомасса составляла – 0.14 г/м³.

Copepoda. Доля веслоногих раков в суммарной численности голопланктона достигала 83%. Среди веслоногих раков преобладала популяция *A. tonsa* – 6.1 тыс. экз./м³ (индекс доминирования 79%). Численность других видов *O. davisae* и *C. ponticus* была не высока и колебалась от 0.16 до 0.8 тыс. экз./м³.

Cladocera. В заметных концентрациях отмечены крупные кладоцеры *P. avirostris* и *E. spinifera* – 0.5–0.8 тыс. экз./м³.

Прочие организмы. Среди этой группы организмов в заметных количествах отмечены только щетинкочелюстные организмы *P. setosa* – 0.08 тыс. экз./м³.

Таманское причерноморье. м. Железный рог – Бугазский лиман. В июле 2010 г. в составе голопланктона отмечено 11 таксономических форм, среди которых *Stenophora* – 2, *Cladocera* – 3, *Copepoda* – 5, *Chaetognatha* – 1. Голопланктон составлял 65.2% суммарной численности зоопланктона. Его численность была выше, чем в Керченском проливе (Коса Тузла – м. Панагия) – 15.4 тыс. экз./м³, а биомасса достигала максимальной величины для Таманского причерноморья – 0.7 г/м³.

Copepoda. Таксоцен веслоногих раков был представлен слабо ≤17%. В заметных количествах развивался один вид *A. tonsa* – 1.9 тыс. экз./м³. Популяция акарции была представлена главным образом старшими копеподитными стадиями (≥ 75 %). Численность других видов *O. davisae* и *C. ponticus* была ≤ 0.12–0.2 тыс. экз./м³.

Cladocera. Доля *Cladocera* в суммарной численности голопланктона достигала 83%. Отмечено преимущественное развитие крупных кладоцер *P. avirostris* – организмов, показательных для олиготрофных вод. Эти организмы встречаются в пище личинок

ставриды и других литоральных рыб. Их доля достигала 78% от суммарной численности голопланктона. *P. avirostris* образовывали наибольшие скопления в районе Бугазского лимана, где их численность достигала 14–19 тыс. экз/м³, биомасса 0.5–0.7 г/м³. Численность ранее редких видов *P. tergestina*, *E. spinifera* была значительно выше, чем в Керченском проливе. Особенно много было *E. spinifera* – 0.7 тыс. экз/м³.

Прочие организмы. Численность щетинкочелюстных организмов *P. setosa* была в 2.5 раза выше, чем в Керченском проливе – 0.2 тыс. экз./м³.

3.2.1. Основные черты сезонной сукцессии голопланктона прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря на примере Новороссийской бухты

Многолетние наблюдения над составом массовых видов голопланктона в Новороссийской бухте позволяют выявить некоторые особенности их сезонного цикла развития в прибрежных водах. Весеннее развитие голопланктона определяется «цветением» воды фитопланктоном, за которым следует размножение крупных холодноводных веслоногих раков *C. euxinus*, *P. elongatus* и эвритермных *A. clausi* и *P. parvus*. В конце марта – начале апреля начинается интенсивное развитие голопланктона, главным образом потребителей мертвого ОВ – коловраток синхет, гетеротрофной динофитовой водоросли ноктилюка *N. scintillans* способных быстро увеличивать свою биомассу. Их большое количество – реакция на содержание в воде детрита и легкоусвояемого ОВ. Попав на мелководье из глубинных биотопов открытого моря, ноктилюка быстро размножается делением, отчего ее численность достигает больших величин. «Цветение» воды ноктилюкой в прибрежье может продолжаться вплоть до июня – начала июля. В апреле-мае отмечается вспышка численности коловраток синхет. В это время наблюдается спад в развитии копепод, но уже в конце мая отмечается резкий подъем численности *P. polyphemoides* (Cladocera), *A. clausi*, *P. parvus* (Copepoda), за ними теплолюбивых стенотермных копепод *C. ponticus*, *A. tonsa*. Последние к концу месяца могут давать первый пик численности. Для нынешнего состояния голопланктона характерно сбалансированное чередование максимумов развития гребневиков *M. leidyi*, *B. ovata* и голопланктона. Обилие голопланктона быстро снижается в конце июля – начале августа под прессом зоопланктонофага *M. leidyi*. Сроки воздействия хищника на голопланктон контролируются гребневиком *B. ovata*, что влечет за собой дальнейшую перестройку голопланктона и всей пелагической экосистемы в целом (Виноградов и др., 2002; 2006). В середине лета может отмечаться значительный рост численности копепод *A. tonsa*, *P. parvus*, *C. ponticus*. В августе-сентябре максимальной численности достигают

копеподы *A. tonsa*, ветвистоусые раки *P. avirostris* (в открытых водах стали заметны ранее редкие виды кладоцер *P. tergestina*, *E. spinifera*) и, начиная с 2010 г., вид-вселенец *O. davisae* (Сорепода). За пиками ракообразных следуют пики хищных щетинкочелюстных организмов *P. setosa*. Эти организмы формируют летне-осенний максимум биомассы голопланктона. По мере выхолаживания воды в прибрежье постепенно увеличивается количество эвритермных копепод *A. clausi*, *P. parvus*, холодноводных *C. euxinus*, *P. elongatus*, затухает размножение теплолюбивых stenothermных копепод и кладоцер.

3.2.2. Анализ многолетней динамики биомассы голопланктона

Анализ многолетней динамики голопланктона позволяет предположить, что в Новороссийской бухте наметилась тенденция к восстановлению пелагической экосистемы. В конце 1980-х гг. биомасса голопланктона летом и осенью достигала < 0.1 г/м³, в конце 1990-х гг. – 0.17 г/м³ (Selifonova, 2000) (рисунок 3.2.15), то в 2004–2010 гг. ее среднемноголетние показатели возросли до 0.36 г/м³ в порту и до 0.52 г/м³ в открытой части, т.е. приблизились к уровню благополучных 1960–1970-х гг.

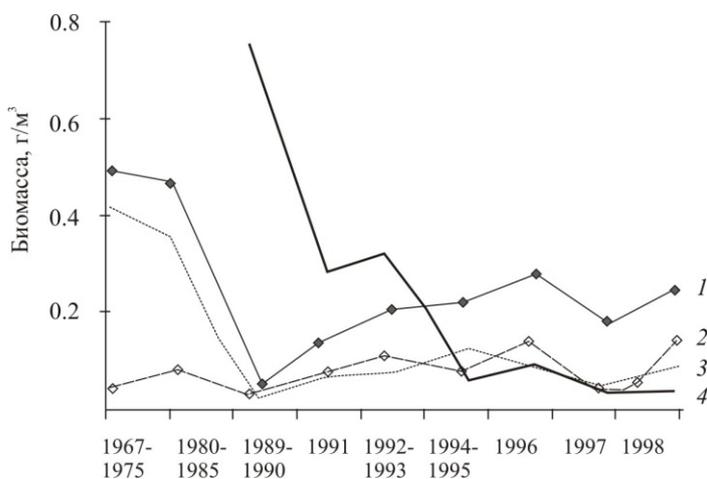


Рисунок 3.2.15 – Многолетняя динамика биомассы летне-осеннего зоопланктона в 1967–1998-х гг. (по: Selifonova, 2000)

1 – суммарный зоопланктон,
2 – меропланктон,
3 – голопланктон,
4 – личинки и молодь гребневика *Mnemiopsis leidyi*

Летом и осенью отмечено многократное возрастание плотности ранее редких олиготрофных форм Сорепода и Cladocera – *P. tergestina*, *E. spinifera*, *P. parvus*, *C. ponticus*, а также обычных черноморских видов – *P. polyphemoides*, акарий, парасагитт, аппендикулярий; весной и летом снижение численности ноктилюки. Характерное явление последних лет – аномально высокая численность (до нескольких десятков в кубическом метре) *P. polyphemoides* в портовых водах. Численность веслоногих раков *P. parvus* и *C. ponticus* возросла не только в открытой части, но и в водах порта. В 2010 г. выявлена невиданная осенняя вспышка развития (30 тыс. экз./м³) циклопидной копеподы *O. davisae*, занесенной в бухту с балластными водами

коммерческих судов. По сравнению с концом 1990-х гг. суммарная биомасса ракообразных в среднем увеличилась в три–пять раз. Четко обозначился осенний максимум обилия голопланктона, отсутствующий в период вспышки развития хищного гребневика мнемииопсиса. Максимальная численность голопланктона достигала 30–40 тыс. экз./м³, биомасса – 0.8 г/м³ в порту и 1.6–2.0 г/м³ – в открытой части. Биомасса голопланктона для конца 1980-х – середины 1990-х гг. была наибольшей весной – 3 г/м³ и минимальной летом и осенью – 0.04–0.2 г/м³. Весной основной вклад в обилие голопланктона вносила некормовая ноктилюка. Если в 1960–1970-х гг. ее биомасса составляла ≤ 0.04 г/м³, в 1980-х она увеличилась до 0.5–1.0 г/м³, в середине 1990-х – 2.5–3 г/м³, то в конце 1990-х гг. достигла максимальных за весь период наблюдений величин – 16 г/м³ при численности 250 тыс. экз./м³ (рисунок 3.2.16).

Изменения в популяциях желетелых организмов (медуз, ноктилюки) в Черном море происходили под влиянием усиления процесса эвтрофикации вод. Сверхобогашение вод биогенными элементами и ОВ, вспышки развития токсичного фитопланктона, «красные приливы» и т. п. взаимосвязанные явления, получившие название синдрома эвтрофикации, в 1970-х гг. стали причиной катастрофических перемен в экосистеме мелководного северо-западного шельфа Черного моря (Зайцев и др., 1992). У открытого кавказского шельфа, для которого характерны узкий шельф и крутые береговые склоны антропогенное влияние сказывалось в меньшей степени (Виноградов и др., 1992).

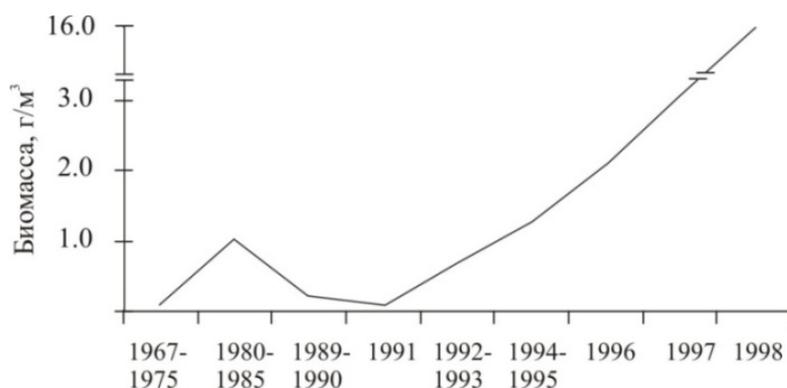


Рисунок 3.2.16 – Многолетняя динамика биомасса *Noctiluca scintillans* весной 1967–1998 гг.

Эвтрофикация вод Новороссийской бухты существенно возросла в начале 1980-х гг. (Selifonova, 2000). В результате увеличилась численность организмов, ориентированных на динамическую трансформацию мертвого ОВ и самоочищение, – ноктилюки, коловраток синхет, мелких ракообразных (плеопсов, акарций и др.), личинок усонюгих раков, полихет. Одновременно с увеличением обилия детритофагов произошло снижение количества олиготрофных форм ракообразных – *E. spinifera*, *P. tergestina*, *C. ponticus*, *P.*

parvus. Массовое развитие в бухте хищного мнемииопсиса в 1989 г. привело к дальнейшей деградации голопланктона. Суммарная биомасса копеподно-клагоцерного комплекса снизилась до 0.1–0.015 г/м³ (Селифонова, 2000; Ясакова и др., 2000). Из состава Copepoda выпал массовый аборигенный вид циклопоидных копепод – *O. nana*. Общие запасы кормового голопланктона и меропланктона уменьшились в 6.5 раз. Несмотря на то, что начиная с середины 1990-х гг. популяционный пик плотности мнемииопсиса в Черном море был пройден (Виноградов и др., 1993), обилие голопланктона в Новороссийской бухте продолжало оставаться низким. Его заметное увеличение произошло лишь в 2000–2001 гг. после успешной натурализации в Черном море гребневика *B. ovata* (Selifonova, Zhilenkov, 2004). Для нынешнего состояния голопланктона прибрежных вод Черного моря характерно сбалансированное чередование максимумов развития гребневиков *M. leidyi*, *B. ovata* и голопланктона (Виноградов и др., 2002; Губарева и др., 2004). Положительные аномалии температуры ВКС, отмеченные над свалом глубин в районе Геленджика, начиная с 2005 г. (Селифонова, Ясакова, 2012б), способствуют более раннему заходу из Мраморного моря гребневика *B. ovata* и период воздействия *M. leidyi* на голопланктон сокращается. Уменьшение плотности мнемииопсиса привело к замещению его в трофической сети другим хищником – парасагиттой (Виноградов и др., 2006). Количество мелкоразмерной парасагитты (L = 3 мм) в северо-восточной части моря в сентябре 2005 г. над глубиной 500 м (слой 0–30 м) достигло 0.7 тыс. экз./м³, в открытой части Новороссийской бухты в сентябре 2007 г. – 14 тыс. экз./м³ при биомассе 1.4 г/м³, т.е. максимальных величин биомассы за последние 20 лет. Повышение температуры воды могло оказать существенное влияние на спад в развитии холодноводной ноктилюки, поскольку прослеживается корреляция сезонного цикла развития вида с годовым ходом температуры (Загородняя и др., 2007). Следует также отметить, что появление *B. ovata* совпало с уменьшением загрязнения воды Новороссийской бухты биогенными элементами, нефтепродуктами, тяжелыми металлами (устн. сообщ. В.К.Часовникова, ЮО ИО РАН), что могло способствовать восстановительным процессам в голопланктоне.

Сезонные изменения обилия, протекание жизненных циклов, особенности биологии популяций массовых видов голопланктона, а также характер их пространственного распределения в водах Туапсинского порта в общих чертах сходны с таковыми Новороссийской бухты. Возрастание количества голопланктона здесь отмечено начиная с 2009 г., когда снизился уровень нефтяного загрязнения. По сравнению с концом 1990-х гг. суммарная биомасса голопланктона увеличилась в 1.5–2 раза (Селифонова и др., 2001), особенно заметное ее увеличение наблюдалось в открытой части. Однако видовой состав

голопланктона был беднее и интенсивность его развития в два раза ниже в сравнении с Новороссийской бухтой. Продолжающиеся периодические выбросы нефтепродуктов из подземной линзы очевидно вызывали гибель планктонных фильтраторов.

В Анапской и Геленджикской бухтах наблюдали аналогичный осенний максимум биомассы голопланктона, отсутствующий в прибрежных водах северо-восточного шельфа в 1990-е гг. в период вспышки развития мнемииопсиса. Осенью за пределами Сочинского порта при достаточном прогреве вод зарегистрировано многократное увеличение численности эвритермного вида *A. clausi* и теплолюбивого вида *C. ponticus*. В Анапской и Геленджикской бухтах летом и осенью отмечена тенденция увеличения обилия ветвистоусых раков *P. avirostris*, *P. tergestina*. Начиная с 2010 г. выявлена невиданная ранее осенняя вспышка развития циклопидных копепод *O. davisae*, занесенных в портовые воды Новороссийска и Туапсе с балластными водами коммерческих судов. Сезонные максимумы обилия аппендикулярий в водах курортных городов также имели черты некоторого сходства.

Позитивные изменения, произошедшие в последние годы в голопланктоне вод курортных и портовых городов северо-восточного шельфа Черного моря были отмечены в Севастопольской бухте (Губарева и др., 2004; Загородняя и др., 2007), что свидетельствует об улучшении экологического состояния прибрежных вод Черного моря. Обилие голопланктона в районе Севастопольской бухты вначале 2000 г. среднем было в 2.5 раза выше показателей 1990-х гг., однако еще не приблизилось к уровню относительно благополучных 1970-х гг. На основании отсутствия существенных различий видовой структуры и обилия голопланктона в Новороссийской и Севастопольской бухтах, полученные в один и тот же период конца 1990 – начала 2000-х гг. можно предположить, что биологические процессы в прибрежных пелагических сообществах Черного моря протекали синхронно. Конструктивные изменения в голопланктоне и спад в развитии фитопланктона – процесс постепенного ослабления эвтрофикации или «де-эвтрофикации» черноморской экосистемы, который наблюдается с 2002 г. (Юнев и др., 2009; Заика, 2011).

3.2.3. Сравнительный анализ видового состава голопланктона

Характеристики голопланктонных организмов могут отражать общие долговременные тенденции изменений, происходящих в экосистемах, что позволяет выявить и сопоставить специфический тип динамики экосистемы. Ординация (MDS) выявила максимальное сходство района I, объединяющего Новороссийский, Туапсинский, Сочинский порты,

лиман «Змеиное озеро», Таманский залив по характеру распределения частоты встречаемости видов голопланктона. В прямоугольных координатах этот район значительно удален от менее загрязненных открытых вод района Сочи, Туапсе, Геленджикская бухта (III район) и открытой части Новороссийского порта, Таманского причерноморья (IV район) (рисунок 3.2.17).

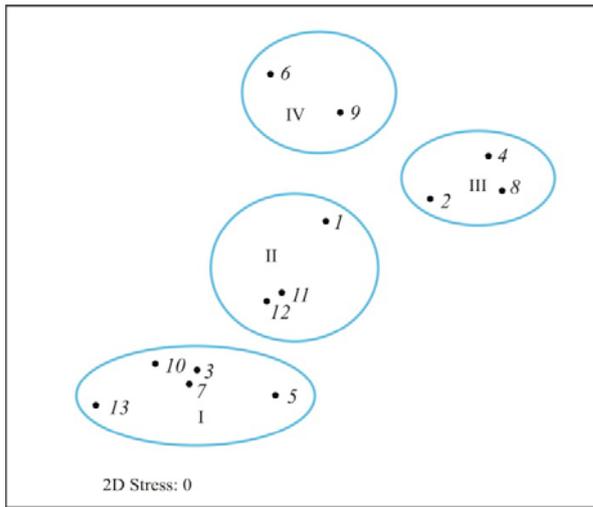


Рисунок 3.2.17 – Диаграмма ординации районов исследования методом MDS для весны-осени. Точки размечены по частоте встречаемости видов голопланктона в отношении общей частоты встречаемости.

1 – Анапская бухта, 2 – Геленджикская бухта, 3 – Сочинский порт, 4 – открытая часть Сочинского порта, 5 – Новороссийский порт, 6 – открытая часть Новороссийского порта, 7 – Туапсинский порт, 8 – открытая часть Туапсинского порта, 9 – Таманское причерноморье, 10 – лиман «Змеиное озеро», 11 – Таманский порт, 12 – Керченский пролив (Тузла – Панагия), 13 – Таманский залив.

Сходство фауны объясняется физико-географическими и экологическими особенностями исследуемых участков – низкая прозрачность, слабая циркуляция вод и их высокий трофический статус. В большинстве случаев это полузакрытые акватории, на которых создаются специфические условия для развития голопланктона по сравнению с открытыми водами. Ближе к ним по совокупности факторов, влияющих на структуру голопланктона, Керченский пролив, Таманский порт, Анапская бухта (II район). В отдельную группу по этим характеристикам выделен район III, объединяющий открытые участки Сочинского и Туапсинского портов, Геленджикскую бухту и район IV – открытая часть Новороссийского порта, Таманское причерноморье. Индекс видового разнообразия в районах, подверженных антропогенной нагрузке, ниже (0.85–1.5 нит/особь), чем в менее загрязненных и открытых водах (1.75–2.4 нит/особь) (рисунок 3.2.18). Самые минимальные значения индекса характерны для лимана «Змеиное озеро», Сочинского порта, Керченского пролива, включая Таманский залив (≤ 1.0 нит/особь). Напомним, что минимальная величина индекса видового разнообразия соответствует ситуации, когда происходит увеличение численности одного или нескольких видов, даже если численность всех остальных видов остается на том же уровне. Результаты сходства видового состава и численности голопланктона рассмотренных объектов, полученные на

основе иерархической кластеризации для весны – осени, хорошо иллюстрируются дендрограммой (рисунок 3.2.19).

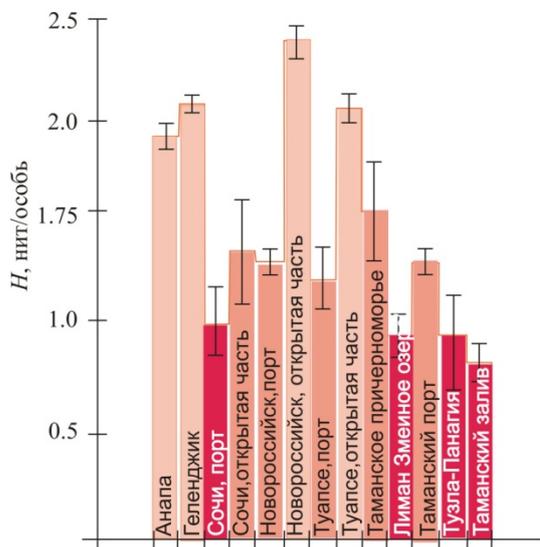


Рисунок 3.2.18 – Видовое разнообразие (H) в исследуемых районах. Планки погрешности – ошибка среднего.

На уровне 40% сходства прослеживалось четкое разделение дендрограммы на два кластера, объединяющих две группы организмов. В первую группу вошли парасагитты, кладоцеры, теплолюбивые стенотермные виды копепод *A. tonsa*, *O. davisae*, *C. ponticus*, а также круглогодичные виды *P. parvus*, *O. dioica*, что обусловлено сходным типом их динамики в летне-осенний сезон. Холодноводный комплекс видов выделен в отдельную группу с уровнем сходства 75–90%. К ним примыкали ноктилюка и коловратки, которые весной давали вспышку численности.

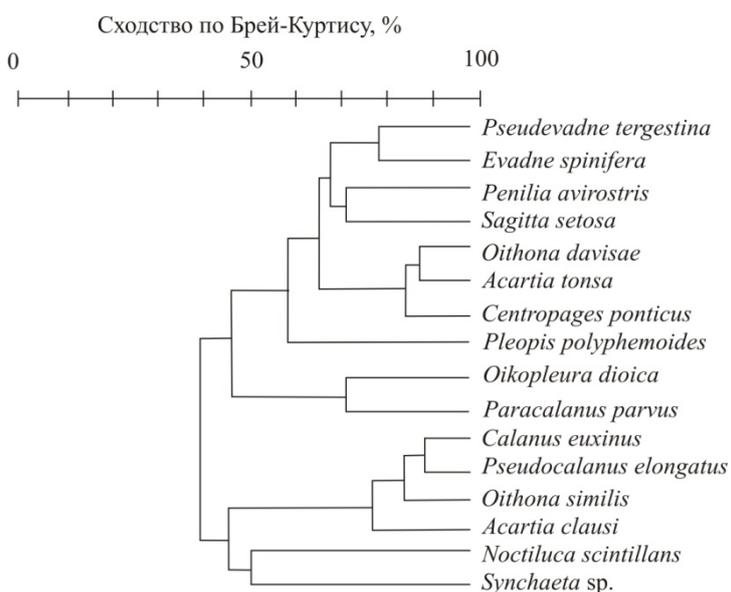


Рисунок 3.2.19 – Дендрограмма сходства видового состава голопланктона прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря по коэффициенту Брей-Куртиса, рассчитанная на основе средней численности для весны–осени.

Таким образом, обнаруженные отличия в количественном распределении голопланктона обусловлены, главным образом, физико-географическими и экологическими особенностями исследуемых участков.

3.3. МЕРОПЛАНКТОН

Личинки донных беспозвоночных (меропланктон) – одна из наиболее распространенных групп черноморского неритического зоопланктона. В летние месяцы их концентрация может достигать нескольких десятков тыс. экз./м³. Личинки обеспечивают воспроизводство донных животных, определяют их распределение и распространение. Огромное значение меропланктон имеет в продукционной системе морских водоемов, как кормовая база пелагофильных видов рыб и молоди. Кроме того, состояние меропланктона – это один из показателей экологической ситуации и трофического статуса интенсивно загрязняемых прибрежных вод (Мурина и др., 1999).

Таксономический состав и фенология меропланктона в Черном море изучаются с конца XIX столетия. Однако специальные исследования меропланктона до настоящего времени проводились только в северо-западной части Черного моря и на крымском побережье (Мурина, Мазлумян, 2003; Лисицкая, 2005, 2010 и др.). Для северо-восточной части данные по сезонной динамике таксономического состава и обилию меропланктона есть лишь для Новороссийской бухты, подверженной хроническому антропогенному загрязнению (Selifonova, 2006б; Селифонова, 2007а).

Меропланктон портов и бухт северо-восточного шельфа Черного моря был представлен 78 таксономическими формами, из них: 27 – Polychaeta, 4 – Cirripedia, 1 – Phoronida, 21 – Decapoda, 11 – Bivalvia, 11 – Gastropoda и 3 – Hydrozoa (таблица 3, приложение 1). Наибольшее количество таксономических форм (67) обнаружено в Новороссийской бухте, в Туапсинском порту найдено 46, в Геленджикской и Анапской бухтах – 58 и 53 таксономические формы соответственно, в Сочинском порту, Керченском проливе – по 23, в лимане «Змеиное озеро» – 22, в Таманском причерноморье – 18, Таманском порту – 17 .

Основные черты сезонной и многолетней динамики голопланктона на примере Новороссийской бухты. В 2004–2006 гг. низкие значения температуры воды (< 10°C) в Новороссийской бухте отмечали в конце декабря-марте (рисунок 3.3.1) (Селифонова, 2012б). В апреле-мае вода прогревалась до 12–14°C, с конца июля по первую декаду сентября достигала максимума – 25–27°C, а в октябре выхолаживалась до 16–18°C. Личинки донных беспозвоночных присутствовали в планктоне в течение всего периода наблюдений. Хорошо выраженные пики численности меропланктона (несколько десятков тысяч экз./м³) отмечены в июне-августе 2004 г., в мае и в августе 2005 г., в мае-июне 2006 г. Плотность меропланктона была минимальной в ноябре-декабре, а его доля в зоопланктоне в это время не превышала 0.016–3.1% (рисунок 1.3.2). В ноябре меропланктон был представлен главным образом личинками двустворчатых моллюсков *Anadara inaequalvis* (Bruguiere), *Mytilus*

galloprovincialis Lamarck, брюхоногих моллюсков *Rissoa* sp., полихет *Polydora* spp. и усонюгих раков *Amphibalanus improvisus* (Darwin).

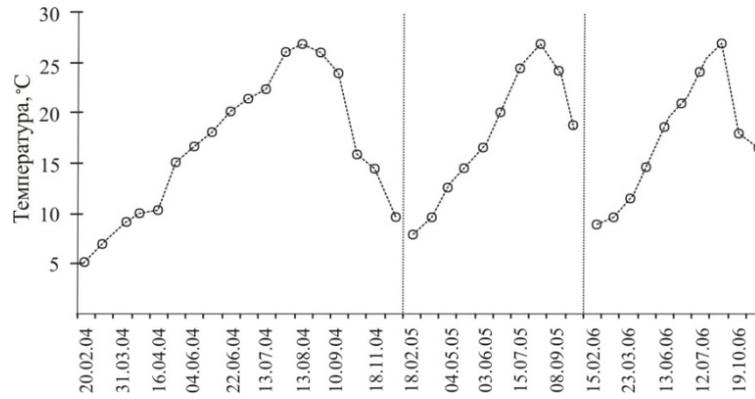


Рисунок 3.2.1 – Динамика изменения температуры поверхностного слоя воды в Новороссийской бухте в 2004–2006 гг.

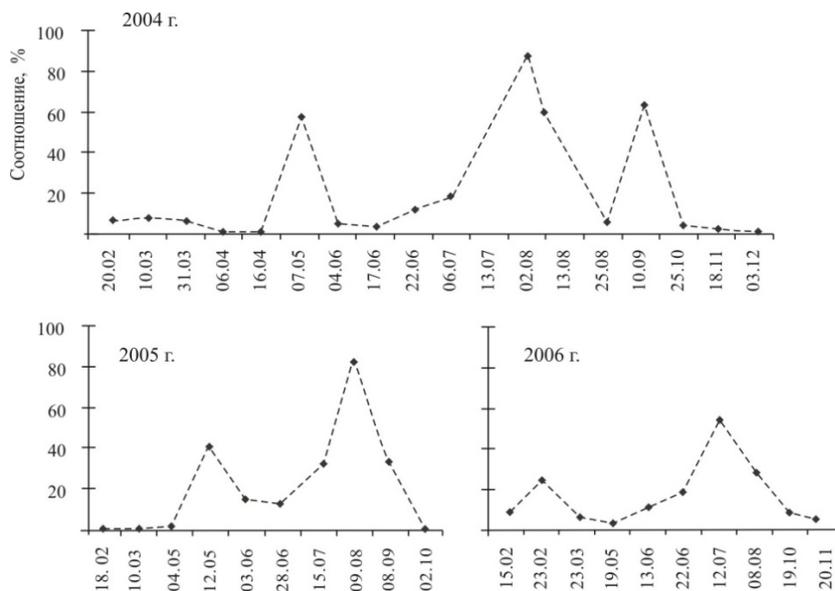


Рисунок 3.3.2 – Сезонные изменения доли меропланктона в зоопланктоне в водах Новороссийского порта в 2004–2006 гг., % от общей численности зоопланктона

В небольших концентрациях личинки *Polydora* spp. и *A. improvisus* встречались вплоть до декабря. Зимний подъем численности меропланктона в феврале определялся главным образом присутствием личинок двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и *Cardiidae* gen. sp. Их плотность в 2004 и 2006 гг. колебалась от 2.4 до 7.2 тыс. экз./м³. В марте в планктоне возросла роль личинок полихет (*Polydora* spp. и *Spio filicornis* (Müller)) – 0.4 тыс. экз./м³, а также балянусов *A. improvisus* – 0.8 тыс. экз./м³. Апрельское снижение обилия меропланктона (0.045 тыс. экз./м³) соответствовало сезонному циклу развития зоопланктона в северо-восточной части Черного моря (Пастернак, 1983). Годовой максимум численности личинок

двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и *Cardiidae* gen. sp. отмечен в мае 2006 г. – 14.5 тыс. экз./м³ (рисунок 3.3.3).

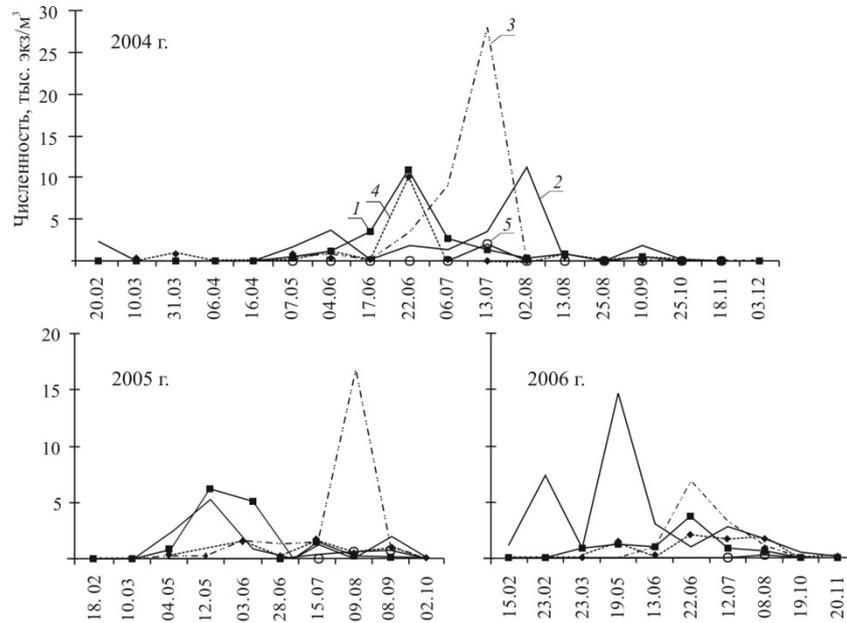


Рисунок 3.3.3 – Сезонная динамика численности (тыс. экз./м³) меропланктона в водах Новороссийского порта.

1 – усоногие раки, 2 – двустворчатые моллюски, 3 – брюхоногие моллюски, 4 – полихеты, 5 – десятиногие раки

В июне с повышением температуры воды до 19–20°C в планктоне увеличилась плотность личинок баянусов *A. improvisus* и *Verruca spengleri* Darwin, полихет *Polydora* spp. и брюхоногих моллюсков *Bittium reticulatum* (Costa). Кроме того, встречались личинки полихет *Capitella capitata capitata* (Fabricius), *Nephtys hombergii* (Aud. et M.-Edw.), *Scolelepis squamata* (Muller), *Alitta succinea* (Leuckart), *Microspio mecznikowianus* (Claparede). Личинки *A. improvisus* (12.6 тыс. экз./м³) и полихет (10 тыс. экз./м³) определили летний пик плотности ларватона в июне 2004 г., а личинки *B. reticulatum* (Gastropoda) – в середине июля того же года (28 тыс. экз./м³). В первой декаде августа зарегистрирован максимум плотности личинок *Mytilaster lineatus* Gmelin (Bivalvia) – 11 тыс. экз./м³, что составило 89% всего зоопланктона. В 2005 году летний пик плотности обеспечивался преимущественно личинками *B. reticulatum* (17 тыс. экз./м³). Степень доминирования этого вида в общей численности зоопланктона достигала 83%. С июля до конца августа обычными в планктоне были личинки десятиногих раков *Diogenes pugilator* (Roux), *Upogebia pusilla* (Petagna) и *Pilumnus hirtellus* (Linnaeus), *Athanas nitescens* Leach, *Palaemon elegans* (Rathke), наиболее массовые среди них – *D. pugilator*, *U.pusilla*. Их суммарная численность достигала 2 тыс. экз./м³. В августе-сентябре в планктоне присутствовали личинки полихет *Sabellaria taurica* (Rathke) и *Prionospio* spp., брюхоногих

моллюсков *Rapana venosa* (Valenciennes), двустворчатых моллюсков *Chamelea gallina* (Linnaeus) и *A. inaequalis* и гидроидных медуз *Sarsia tubulosa* (M. Sars), однако численность этих видов была невысока.

В 2007–2010 гг. температура воды в Новороссийской бухте была на несколько градусов выше показателей предшествующих лет, причем наиболее жарким был 2010 г., когда в конце мая вода прогрелась до 19°C, в период летнего максимума температуры – до 27–29.2°C, а в октябре температура воды была 18.5–19.5°C. В конце мая 2007 г. отмечен резкий подъем численности меропланктона до 24.5 тыс. экз./м³ (таблица 3.3.1), за счет массового выхода в планктон личинок *Polydora* spp. – 12.8 тыс. экз./м³, *A. improvisus* – 5.3 тыс. экз./м³ и *B. reticulatum* – 3 тыс. экз./м³.

Таблица 3.3.1 – Численность (тыс. экз./м³) и доля (%) личинок донных беспозвоночных в зоопланктоне Новороссийской бухты

Порт												
Год	2007			2008			2009			2010		
Месяц	V	VII	XI	VII	IX	X	VI	VIII	X	VI	IX	X
Cirripedia	5.3	1.0	2.1	1.8	0	3.1	8.6	3.4	1.2	3.3	0	0.06
Bivalvia	2.0	4.3	2.3	5.5	0	3.2	0.007	5.5	0.9	2.3	3.0	1.2
Gastropoda	4.9	0.6	1.2	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.3	14.8	6.5	0
Polychaeta	12.2	1.4	1.1	0.8	0.5	0.6	0.4	2.9	0.9	1.4	0.02	0.06
Decapoda	0	0.01	0.01	0.03	0.05	0	0	0.02	0.003	0	0.01	0.003
Hydrozoa	0	0	0	0	0	0.6	0	0.1	0	0	5.9	0.2
Доля личинок	15.2	58.2	65.3	39.6	2.3	43.0	27.3	27.9	11.8	56.5	33.0	6.2
Открытая часть												
Год	2007			2008			2009			2010		
Месяц	V	VII	XI	VII	IX	X	VI	VIII	X	VI	IX	X
Cirripedia	0.5	0	0.8	1.4	0	0	0	3.1	1.0	0	0	0
Bivalvia	25.7	2.8	5.0	6.9	0	2.3	0	7.8	4.7	12.6	4.2	1.2
Gastropoda	3.3	2.8	3.3	0.4	0	0	0	0.006	0	14.8	6.5	0
Polychaeta	0.16	0	0	0.8	0	0	0.1	0.5	0.5	1.4	0	0
Decapoda	0	0	0	0	0.05	0	0	0.006	0	0.7	0	0.008
Hydrozoa	0	0	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.9
Доля личинок	45.7	21.1	25.9	38.3	0.1	9.9	0.6	36.0	17.9	52.0	27.1	5.3

Кроме них в заметных концентрациях встречались личинки двустворчатых моллюсков *Cardiidae* gen. sp. и брюхоногих моллюсков *Nassarius reticulatus* (Linnaeus) и *Rissoa* sp. Нерест донных беспозвоночных продолжался до сентября включительно, доля меропланктона в зоопланктоне достигала 58–65%. В последующие годы летом и в начале осени доля меропланктона была также достаточно высокой (30–57%) за исключением сентября 2008 г., что может быть связано с резким понижением температуры с 25.9 до 17.05°C в первой декаде

сентября. В летний сезон комплекс доминантных видов меропланктона состоял из *Polydora* spp., *A. improvisus*, *B. reticulatum* и *M. lineatus*. их суммарная численность колебалась от 7 до 23 тыс. экз./м³. При этом в июне 2009 г. существенный вклад в личиночный пул внесли личинки *A. improvisus* (8.6 тыс. экз./м³), в июне 2010 г. – личинки *B. reticulatum* (14.8 тыс. экз./м³), *A. improvisus* (3.3 тыс. экз./м³), *M. lineatus* (2.3 тыс. экз./м³), *Polydora* spp. (1.4 тыс. экз./м³). С конца августа наряду с этими видами встречались личинки двустворчатых моллюсков *A. inaequalvis* и *C. gallina*, а также гидроида *S. tubulosa*. Их суммарная численность колебалась от 2 до 8 тыс. экз./м³. В первой декаде октября – личинки *A. improvisus*, *Polydora* spp., *A. inaequalvis* и *M. galloprovincialis*.

В открытой части Новороссийской бухты наиболее обильными были личинки моллюсков, которые в значительной степени определяли динамику суммарной численности меропланктона. В мае основу пула составляли личинки двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и *Cardiidae* gen. sp. Максимальная численность этих организмов в 2006–2007 гг. достигала 14–25.7 тыс. экз./м³, а доля в зоопланктоне 38.9–62% (рисунки 3.3.4, 3.3.5).

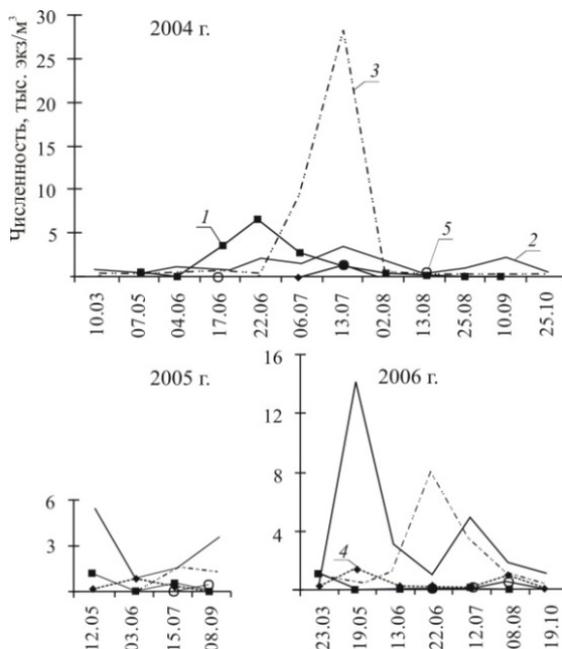


Рисунок 3.3.4 – Сезонная динамика численности (тыс. экз./м³) меропланктона в открытой части Новороссийской бухты.

- 1 – усоногие раки,
- 2 – двустворчатые моллюски,
- 3 – брюхоногие моллюски,
- 4 – полихеты,
- 5 – десятиногие раки

В июне отмечали увеличение числа личинок брюхоногих моллюсков *Nassarius reticulatus* – 7.8 тыс. экз./м³, в июле *M. lineatus* (*Bivalvia*) – 4.7–6.9 тыс. экз./м³, *B. reticulatum* (*Gastropoda*) – до 28 тыс. экз./м³, в начале сентября пик численности обеспечивали *A. inaequalvis*, *C. gallina* (*Bivalvia*) – 3.6 тыс. экз./м³. Плотность личинок других групп меропланктона (полихет, балянусов) и гидроидных медуз как правило не

превышала 0.5–1.1 тыс. экз./м³. Из них только личинки баянусов образовывали заметные скопления до 3.0–6.0 тыс. экз./м³.

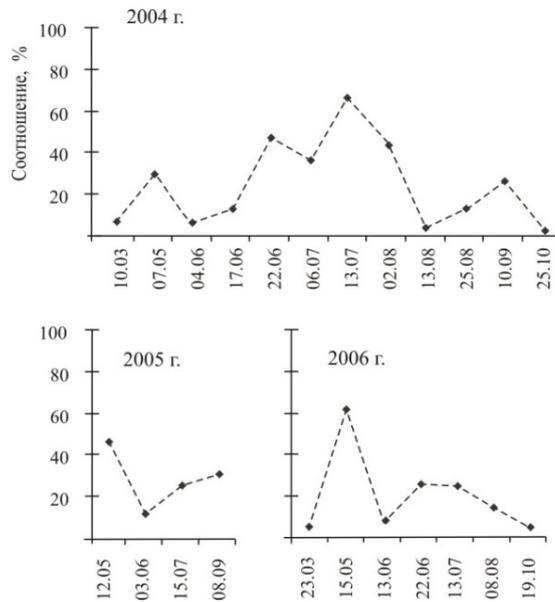


Рисунок 3.3.5 – Сезонные изменения доли меропланктона в зоопланктоне в открытой части Новороссийской бухты в 2004–2006 гг., % от общей численности зоопланктона

Туапсинский порт. Среднемноголетняя плотность меропланктона в Туапсинском порту была 5.7 тыс. экз./м³. В 2004–2006 г. численность личинок донных беспозвоночных достигала максимума в летне-осенний сезон: в 2005 г. – 9–11 тыс. экз./м³, в 2006 г. – 11–18 тыс. экз./м³. Хорошо выраженный пик численности личинок выявлен в августе 2009 г. – 15.5 тыс. экз./м³. В конце ноября, феврале и апреле численность меропланктона не превышала 0.03–0.8 тыс. экз./м³. Весенний пик был обусловлен главным образом личинками усонюгих раков, в 2010 г. их численность достигала 7.2 тыс. экз./м³, а их доля в зоопланктоне составила ~ 50% (таблица 3.3.2). В заметных концентрациях (1–3 тыс. экз./м³) личинки баянусов встречались в 2004–2005 гг. Что касается личинок полихет, то их наибольшая численность отмечена в мае-июле 2005 г. (4–5.6 тыс. экз./м³) и сентябре 2006 г. (4 тыс. экз./м³). В мае в планктоне встречались главным образом нектохеты сем. Spionidae: *S. filicornis* и *Polydora* spp. Существенный вклад в личиночный пул также внесли *Nephtys hombergii* (Aud. et M.-Edw.), В встречались *Heteromastus filiformis* (Claparède), *Capitella capitata capitata*, *Alitta succinea*. Личинки *Polydora* spp. были самыми обильными в течение летне-осеннего сезона. К этому же сезону приурочен массовый нерест брюхоногих моллюсков *B. reticulatum* и двустворчатых – *M. lineatus*. В 2006 г. личинки этих видов в заметном количестве присутствовали с июля до сентября. В сентябре произошло резкое увеличение численности личинок гастропод *R. venosa* (1.7 тыс. экз./м³). В августе 2009–2010 гг. наиболее обильными были личинки *B. reticulatum* и двустворчатых моллюсков *Mytilaster lineatus*, *Chamelea gallina* и *Teredo navalis* (Linnaeus), в октябре 2005 г. – личинки *A. inaequalvis*.

Личинки *M. galloprovincialis* отмечены как в весеннем, так и осеннем комплексе доминантных видов.

В открытой части Туапсинского порта наиболее высокая численность меропланктона отмечена в августе 2009 г. – 30.7 тыс. экз./м³, в 2010 г. количество меропланктона было в 30 раз ниже. Высокая численность была обусловлена массовым выходом в планктон личинок двустворчатых моллюсков *M. lineatus*, *A. inaequalvis*, *C. gallina*. Суммарное количество этих организмов достигало 29.4 тыс. экз./м³, а доля в зоопланктоне 52.2%. Численность личинок брюхоногих моллюсков *B. reticulatum* составляла 0.7–1.3 тыс. экз./м³. Заметный нерест личинок баянусов происходил в феврале, мае (0.4–0.5 тыс. экз./м³) и ноябре (2 тыс. экз./м³). Личинки полихет и десятиногих раков в планктоне открытой части встречались крайне редко.

Таблица 3.3.2 – Численность (тыс. экз./м³) и доля (%) личинок донных беспозвоночных в зоопланктоне Туапсинского порта

Порт									
Год	2004			2005			2006		
Таксон/Месяц	V	VII	X	V	VII	X	IV	VII	IX
Cirripedia	2.2	2.2	1.2	1.1	2.8	3.2	0.002	0.4	0.5
Bivalvia	0.3	1.1	0	1.4	0	7.1	0	4.2	8.3
Gastropoda	0.05	1.0	0	0	0.04	0.03	0	5.3	5.3
Polychaeta	0.9	0.8	0.04	4.1	5.6	0.01	0.7	0.8	4.1
Decapoda	0.02	0	0.03	0	0.2	0	0	0.02	0.004
Доля личинок	3.0	30.0	15.0	10.3	68.2	69.0	0.12	73.1	57.9

Год	2009				2010			
Месяц	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	XI
Cirripedia	0.3	0.7	0.8	1.1	0.01	7.2	0.07	0.01
Bivalvia	0.05	0.09	9.9	0	0.07	0.2	1.4	0.008
Gastropoda	0.03	0.01	3.6	0	0	0.004	3.2	0.002
Polychaeta	0.2	0.9	0.9	0.1	0	0.006	0.06	0.01
Decapoda	0	0	0.05	0	0	0	0	0
Доля личинок	4.3	0.7	40.0	16.1	0.53	50.0	14.8	0.2

Открытая часть								
Год	2009				2010			
Месяц	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	XI
Cirripedia	0.4	0.02	0	2.0	0.008	0.5	0	0
Bivalvia	0.03	0.7	29.4	0.3	0.008	0.004	0	0
Gastropoda	0.01	0	1.3	0	0	0	0.7	0
Polychaeta	0	0	0.02	0	0	0	0	0
Decapoda	0	0	0.002	0	0	0	0.015	0
Доля личинок	0.9	14.5	54.6	19.7	0.14	11.8	2.7	0

Геленджикская бухта. В Геленджикской бухте численность меропланктона в 2004–2006 гг. изменялась от 0.01 тыс. экз./м³ в марте и в конце ноября до 0.5–25 тыс. экз./м³ в мае–октябре, при среднемноголетней величине 6.8 тыс. экз./м³. Личинки брюхоногих и двустворчатых

моллюсков были наиболее обильными и в значительной степени определяли динамику суммарной численности меропланктона. В мае – начале июня в бухте проходил нерест брюхоногого моллюска *N. reticulatus*, а также двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и *Cardiidae* gen. sp., численность личинок которых в планктоне за время наблюдений изменялась от 3–7 до 25 тыс. экз/м³ (таблица 6.3.3). В июле увеличивалась концентрация личинок брюхоногих моллюсков *B. reticulatum* (1.4–4.5 тыс. экз/м³), *Limapontia capitata* (0.7 тыс. экз/м³) и двустворчатого моллюска *M. lineatus* (0.7–1.1 тыс. экз/м³), в начале октября пик численности (8 тыс. экз/м³) обеспечивали личинки *C. gallina* и *A. inaequalis* (*Bivalvia*). Личинок *Polydora* spp. в небольшом количестве находили в течение всего периода наблюдений. В начале лета концентрация личинок полихеты *M. mecznikowianus* составляла 2.5 тыс. экз/м³, а усоногих раков – 0.8–1.5 тыс. экз/м³, причем численность последних в июле могла достигать 2.2 тыс. экз/м³.

Анапская бухта. Численность меропланктона в Анапской бухте в 2004–2006 гг. изменялась от 0.15–0.5 тыс. экз/м³ в апреле и ноябре до 31–56 тыс. экз/м³ в июле, при среднемноголетней величине 18.2 тыс. экз/м³. В июле 2005 г. высокая численность меропланктона была обусловлена массовым выходом в планктон личинок усоногого рака *A. improvisus* (56 тыс. экз/м³), которые доминировали в меропланктоне (таблица 3.3.3). Несколько иную картину динамики меропланктона наблюдали в июле 2004 г. Численность личинок усоногих раков была значительно ниже (в 7 раз), при этом численность личинок *M. lineatus* и не идентифицированных до вида *Bivalvia* достигала 10 тыс. экз/м³, личинок *B. reticulatum* – 11 тыс. экз/м³, личинок форониды *Phoronis euxincola* – 0.2 тыс. экз/м³, десятиногих раков *U. pusilla* и *D. pugilator* – 0.2 тыс. экз/м³. Интересно отметить, что только в этом районе наблюдалась высокая численность личинок форонид, так как обычно в составе меропланктона их находки единичны. Личинки *A. improvisus*, двустворчатых моллюсков *Cardiidae* gen sp., *M. galloprovincialis* и полихеты *M. mecznikowianus* в заметном количестве присутствовали в планктоне в мае 2004 г. и в начале июня 2006 г. Максимум численности личинок полихет (*M. mecznikowianus*, *Polydora* spp.) отмечен в октябре 2005 г. (8 тыс. экз/м³).

Лиман «Змеиное озеро». В 2010–2011 гг. идентифицировано 22 таксономические формы личинок донных беспозвоночных, среди которых Polychaeta – 10, Decapoda – 2, Cirripedia – 2, *Bivalvia* – 6, Gastropoda – 2. Среднемноголетняя численность меропланктона была 1.8 тыс. экз/м³, что на порядок ниже, чем в Новороссийской бухте. Доля меропланктона в общей численности зоопланктона составляла ≤ 4.1–12.9% (таблица 3.3.3). В меропланктоне доминировали личинки многощетинковых червей сем. Spionidae *Polydora cornuta* Bosc, личинки усоногих раков *A. improvisus* и личинки двустворчатых моллюсков *M. lineatus*. Численность меропланктона достигала максимума в мае и августе – 2.5–2.8 тыс. экз/м³. В мае

меропланктон был представлен преимущественно личинками многощетинковых червей *Polydora cornuta*, *Malacoceros fuliginosus* (Claparède) и личинками усоногих раков *Amphibalanus improvisus*; в августе – личинками *P. cornuta*. В сентябре количество меропланктона не превышало 1.3 тыс. экз./м³.

Таманский порт. В 2013–2014 гг. численность меропланктона изменялась от 0.09–0.37 тыс. экз./м³ в марте и ноябре до 8.5 тыс. экз./м³ в августе и 12.9 тыс. экз./м³ в июле., при среднемноголетней величине 5.5 тыс. экз./м³. В августе высокую численность меропланктона обеспечивали двустворчатые моллюски *C. gallina* – 4.6 тыс. экз./м³ и *M. lineatus* – 1.9 тыс. экз./м³. Личинки усоногих раков *A. improvisus* и личинки брюхоногих моллюсков *B. reticulatum* отмечены в количествах ≤ 0.6 –0.9 тыс. экз./м³. Доля меропланктона в зоопланктоне в это время достигала 50% (см. таблица 3.3.3). В июле меропланктон составлял значительную часть зоопланктона – 67%. Основу пула нереста донных беспозвоночных составляли личинки двустворчатого моллюска *Mytilaster lineatus* – 9.9 тыс. экз./м³, личинки брюхоногого моллюска *Bittium reticulatum* – 1.2 тыс. экз./м³, личинки усоногого рака *Amphibalanus improvisus* – 0.8 тыс. экз./м³. В ноябре и марте низких температурах воды 10–14°C количество личинок донных беспозвоночных в планктоне было минимально. Развивались главным образом личинки усоногих раков *A. improvisus* – 0.09–0.35 тыс. экз./м³. Доля меропланктона в зоопланктоне колебалась от 0.9 до 1.4%.

Сочинский порт. В 2012–2013 гг. идентифицировано 23 таксономические формы, из них 9 – Polychaeta, 2 – Cirripedia, 5 – Decapoda, 4 – Bivalvia, 2 – Gastropoda, 1 – Hydrozoa. В водах порта среднемноголетняя численность меропланктона составляла 7.8 тыс. экз./м³. Доля меропланктона в зоопланктоне колебалась от 0.2 до 67.8% (таблица 3.3.3). Личинки многощетинковых червей и двустворчатых моллюсков в заметном количестве присутствовали летом. Численность многощетинковых червей *Polydora* spp. (Polychaeta, сем. Spionidae) была 3.8–5.5 тыс. экз./м³, личинок двустворчатых моллюсков *M. lineatus*, *A. inaequalvis* (Bivalvia) – 4.9–6.0 тыс. экз./м³. Максимум численности личинок усоногих раков *A. improvisus* (Cirripedia) отмечен в апреле – 8.9 тыс. экз./м³. В открытой части порта количество меропланктона отмечено в 3.5 раза ниже. Доминировали те же виды, что и в портовых водах. Высокая численность меропланктона наблюдалась в 2013 г., его доля в зоопланктоне достигала 23.3–73.3%. В это время численность личинок усоногих раков достигала 2.9–5.9 тыс. экз./м³, личинок двустворчатых моллюсков – 2.1 тыс. экз./м³, многощетинковых червей – 2.2 тыс. экз./м³.

Таблица 3.3.3 – Численность (тыс. экз/м³) и доля личинок (%) донных беспозвоночных в зоопланктоне портов и бухт северо-восточного шельфа Черного моря

Таксон	Геленджик												Анапа								
	2004				2005				2006				2004			2005		2006			
	V	VI	IX	XI	III	V	VII	IX	III	VII	X	XI	V	VII	XI	VII	X	IV	VI	XI	
Cirripedia	1.4	0.5	0.1	1.1	0	0.8	2.2	0.002	0	0.7	0	0	1.4	7.8	0.18	56.0	0.01	0.47	7.2	0	
Bivalvia	2.1	1.1	0.08	0.9	0.004	0.005	1.1	2.1	15.6	0.7	8.8	0.004	0.9	10.0	0.01	0	0.02	0	2.2	0	
Gastropoda	1.2	6.9	0.05	0.6	0	0.7	5.5	2.1	9.4	2.8	0.25	0	0	11.2	0.05	0	0	0	0	0.01	
Polychaeta	2.5	1.7	0.08	0.09	0.01	0.006	0.5	0.01	0	0.3	1.0	0.008	1.8	0.8	0.08	0.08	8.3	0	1.0	0.14	
Decapoda	0	0.18	0.05	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.05	0	0	0	0	0	
Доля личинок, %	21.2	23.2	5.9	6.4	0.04	2.5	21.1	46.3	9.8	23.4	45.0	0.1	5.4	45.5	3.0	85.8	71.0	0.16	45.5	1.1	
Сочи, порт							Сочи, открытая часть						Лиман «Змеиное озеро»			Таманский порт					
Таксон	2012			2013			2012			2013			201	2011		201	2014				
	VII	VIII	XI	IV	VI	VII	VII	VIII	XI	IV	VI	VII	XI	V	VIII	VIII	XI	III	VII		
Cirripedia	0.1	0.74	0.006	8.9	11.1	0.9	0.1	0.09	0.03	2.9	5.9	0.5	0.012	0.86	0.13	0.9	0.09	0.35	0.87		
Bivalvia	0	6.0	0.016	0	0	4.9	0.1	0.9	0	0	0	2.1	1.15	0	0.04	6.5	0.003	0	9.9		
Gastropoda	0	0.08	0	0	0	0.1	0	0.006	0	0	0	0.009	0.024	0	0.02	0.6	0	0	1.28		
Polychaeta	0.07	3.8	0	0	5.5	4.1	0.03	0.14	0	0	2.2	0.7	0.018	1.94	2.3	0.83	0.001	0.003	0.009		
Decapoda	0.05	0.03	0	0	0.01	0.04	0.03	0.018	0	0	0.005	0.02	0	0	0	0.01	0	0	0.004		
Hydrozoa	0	0	0.018	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0	0	0	0	0	0		
Phoronida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0	0	0.002		
Доля личинок, %	12.6	25.4	0.2	37.9	67.8	24.1	12.7	4.9	0.04	30.2	73.3	23.3	4.1	12.9	2.5	50.0	0.9	1.4	67.0		

Керченский пролив. В июле 2010 г. отмечено 23 таксономические формы, из них 6 – Polychaeta, 3 – Cirripedia, 8 – Decapoda, 2 – Bivalvia, 3 – Gastropoda, 1 – Hydrozoa, 1 – Phoronida (Селифонова, 2014). В Таманском заливе численность личинок донных беспозвоночных достигала крайне высоких цифр – 30.6 тыс. экз./м³, а его доля в зоопланктоне – 45.5% (таблица 3.3.4). Личинки двустворчатых моллюсков *M. lineatus* и неидентифицированные до вида Bivalvia (22.1 тыс. экз./м³) в значительной степени определяли суммарную численность меропланктона. В заметном количестве встречались личинки полихет *Polydora* spp. и личинки брюхоногих моллюсков *B. reticulatum*. Их суммарная численность достигала 6.0 тыс. экз./м³. Численность личинок усонюгих раков была значительно ниже – 1.3 тыс. экз./м³, в тоже время достаточно много отмечено личинок гидроиды (0.3 тыс. экз./м³) и фороиды *Phoronis euxinicola* – 0.1 тыс. экз./м³.

Таблица 3.3.4 – Численность (тыс. экз./м³) и доля (%) личинок донных беспозвоночных в зоопланктоне в Таманском причерноморье и Керченском проливе в июле 2010 г.

Таксономические формы	Керченский пролив		Таманское причерноморье (м. Железный рог – Бугазский лиман)
	Таманский залив	коса Тузла–м. Панагия	
Cirripedia	1.3	0.3	0.006
Bivalvia	22.1	10.3	6.7
Gastropoda	2.9	1.5	1.4
Polychaeta	3.0	0.78	0.06
Decapoda	0.76	0.14	0.016
Hydrozoa	0.3	0.003	0
Phoronida	0.1	0.007	0
Доля личинок, %	45.5	62.0%	34.8%

В открытой части Керченского пролива (коса Тузла – м. Панагия) идентифицировано 22 таксономические формы, из них 5 – Polychaeta, 3 – Cirripedia, 8 – Decapoda, 1 – Bivalvia, 3 – Gastropoda, 1 – Hydrozoa, 1 – Phoronida. Несмотря на высокую долю меропланктона в зоопланктоне (62%) численность личинок донных беспозвоночных была значительно ниже, чем в Таманском заливе – 13.1 тыс. экз./м³. В заметных концентрациях отмечены личинки двустворчатых моллюсков (10.3 тыс. экз./м³) и личинки многощетинковых червей (1.5 тыс. экз./м³). Личинки десятиногих раков на 80% были представлены упогебией крошечной *U. pusilla*.

Таманское причерноморье. В июле меропланктон в районе простирающемся от м. Железный рог до Бугазского лимана был более беден. В его составе идентифицировано 18 таксономические формы, из них 5 – Polychaeta, 5 – Cirripedia, 3 – Decapoda, 2 – Bivalvia, 3 – Gastropoda. Численность личинок составляла 8.2 тыс. экз./м³, их доля в меропланктоне –

34.8%. В заметных концентрациях отмечены два вида – личинки многощетинковых червей *Polydora* spp. и личинки брюхоных моллюсков *B. reticulatum*.

Состав и динамика численности меропланктона в разных районах Черного моря имеют свои особенности, связанные с сезонными изменениями факторов среды, биогеографической принадлежностью видов и сроками их нереста, составом донных биоценозов и другими, в том числе антропогенными факторами. Меропланктон бухт, портов, прибрежных вод северо-восточного шельфа и Керченского пролива характеризуется высоким видовым разнообразием – 78 таксономических форм, причем наибольшее количество (67) отмечено в Новороссийской бухте. Для сравнения, в наиболее изученной Балаклавской бухте (юго-запад Крымского полуострова) отмечено 63 таксономические формы (Лисицкая, 2010). Сезон нереста донных беспозвоночных в бухтах и портах северо-восточного шельфа приурочен к маю – сентябрю. Весной доминировали личинки двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и *Cardiidae* gen. sp., летом преобладали личинки брюхоногих (*B. reticulatum*) и двустворчатых моллюсков (*M. lineatus*), осенью – личинки *Bivalvia* *M. galloprovincialis*, *A. inaequalis*, *C. gallina* – осенью. Личинки *Polydora* spp. и *A. improvisus* составляли основу пула меропланктона от ранней весны до поздней осени. Доля меропланктона в общей численности зоопланктона в среднем была 23–35%, достигая в пик нереста более 50%, в Керченском проливе 45.5–62%, в открытой части Новороссийской бухты – 38.9–62% (в Туапсинском порту 15%, в Геленджикской бухте, Таманском порту – 17%, в лимане «Змеиное озеро» – 6.5%).

Отмеченные нами характеристики сезонного цикла меропланктона соответствовали выявленным ранее в прибрежных водах Крыма (Лисицкая, 2005, 2010). Комплекс доминантных видов меропланктона в Новороссийской бухте, Туапсинском порту Таманском заливе, Сочинском порту, лимане «Змеиное озеро» состоял из толерантных к загрязнению личинок *A. improvisus*, *B. reticulatum*, *M. lineatus*, *Polydora* spp., что косвенно свидетельствует об усилении антропогенной нагрузки на данных акваториях. Следует отметить, что эти виды преобладали и в составе меропланктона загрязненной Севастопольской бухты (Мурина и др., 1999; Лисицкая, 2005). В наших сборах массовыми были личинки *Polydora* spp., среди которых выделены личинки двух морфологически отличных идентифицированных до вида полихет. До недавнего времени в Черном море было известно только два вида полидор – *Polydora ciliata* (Johnston) и *P. limicola* Annenkova (Лосовская, 1976; Киселева, 2004). В 1997 году к списку полихет был добавлен новый для черноморской фауны вид – *Polydora cornuta* Bosc (Radashevsky, 2005). В 2005 г. его обнаружили в грунтах Балаклавской бухты (Болтачева, Лисицкая, 2007), в 2009 г. – в грунтах Туапсинского порта (Селифонова, 2011б), в 2011 – в лимане «Змеиное озеро» (Radashevsky, Selifonova, 2013). Возможно, что этот вид *P. cornuta* давно проник в Черное море, поскольку его личинки доминируют в составе меропланктона

Балаклавской бухты. Пелагический образ жизни личинок этого вида позволяет предположить, что в Туапсинский порт лиман «Змеиное озеро» *P. cornuta* мог попасть вместе с балластной водой какого-либо коммерческого судна.

В структуре меропланктона Туапсинского и Новороссийского портов определенную роль играли личинки аллохтонного происхождения, главным образом моллюски и десятиногие раки. Например, осенью в планктоне в заметных количествах встречались личинки *Bivalvia* – *A. inaequivaivis* и *C. gallina*. Характерная черта донных биоценозов Туапсинского порта – их исключительная бедность. В Туапсинском порту среднегодовая плотность зообентоса составляла 1.9 тыс. экз./м², биомасса 6.5 г/м² (Селифонова и др., 2011). Основной компонент донной фауны – многощетинковые черви *Capitella capitata capitata*, *Heteromastus filiformis*, *Nephtys hombergii*, *Melinna palmata* Grube, виды сем. Nereidae, нематоды, олигохеты, многие из которых могут служить биологическими индикаторами состояния окружающей среды. Вполне возможно, что личинки анадары, рапаны и других животных, в том числе *C. gallina*, в воды Туапсинского порта заносятся течениями из открытой прибрежной зоны, где поселения взрослых форм этих видов образуют плотные скопления (Кучерук и др., 2002). Аналогичная ситуация наблюдалась и в Новороссийской бухте, донные осадки которой в районе порта представлены токсичными, почти безжизненными черными илами с запахом сероводорода (Селифонова и др., 2009). Донные сообщества двусторчатых моллюсков *Pitar rudis* (Poli) – *Chamelea gallina*, *Mytilaster lineatus* были приурочены к открытой части бухты, где в прибрежной зоне сохранился естественный биотоп скал и камней, а на глубинах преобладали серые алевроитовые илы с песком и ракушей (Мельник, Смоляр, 2002). Тем не менее, личинки более чувствительной к загрязнению *C. gallina* встречались в кутовой части бухты. Такая же ситуация наблюдалась и в водах Сочинского порта, куда заносились личинки *A. cf. inaequivaivis*. Неравномерное распределение меропланктона, отмеченное ранее для Севастопольской и Балаклавской бухт, объясняется особенностями циркуляции вод и образованием скоплений личинок в кутовых застойных участках (Лисицкая, 2010). В целом, в полузамкнутых портах и бухтах северо-восточного шельфа численность меропланктона колебалась от 1.8 тыс. экз./м³ в лимане «Змеиное озеро» до 18.7 тыс. экз./м³ в Новороссийском порту, достигая максимальных значений в Керченском проливе (Таманский залив) – 30.6 тыс. экз./м³. В открытых водах Таманского причерноморья численность меропланктона была значительно ниже – 3.0–8.2 тыс. экз./м³, исключение составляет Анапская бухта – 18.2 тыс. экз./м³. Важно также отметить, что увеличение рекреационной нагрузки на побережье северо-восточного шельфа также способствует значительному эвтрофированию вод. Пример последствий такого локального переудобрения прибрежных вод – летнее «цветение» у пляжей

Анапы нитчатой зеленой водоросли рода *Cladophora* (Vershinin, Kamnev, 2001). Гиперэвтрофирование вод Анапской бухты в отдельные периоды наблюдений приводит к абсолютному доминированию толерантных к загрязнению личинок баянусов *A. improvisus*. Аномальные концентрации личинок этого вида мы отмечали ранее в высокоэвтрофном Азовском море (Селифонова, 2008б). Меньшая плотность личинок устойчивых к загрязнению видов в Геленджикской бухте свидетельствует о более благоприятных экологических условиях в этом районе.

Количественные характеристики меропланктона прибрежных вод северо-восточного шельфа, и Керченского пролива полученные нами с учетом коэффициента уловистости сети, хорошо согласуются с выводами Васильевой с соавторами (2009), которые, используя аналогичную методику (батометр, стандартная сеть Джеди) зарегистрировали достаточно высокую численность личинок моллюсков, полихет и баянусов (0.5 тыс. экз./м³) в водах шельфа и континентального склона (район Геленджика) даже в октябре-ноябре, когда большинство меропланктонных организмов завершает планктонный период жизни и оседает на дно.

Таким образом, меропланктон прибрежных вод северо-восточного шельфа и Керченского пролива характеризовался высокими значениями численности и видового разнообразия, а пространственно-временные изменения в составе доминантных видов и их обилии определялись сроками нереста донных животных, циркуляцией водных масс, уровнем эвтрофирования вод.

3.4. ИХТИОПЛАНКТОН

Северо-восточная часть Черного моря издавна рассматривается как нерестовый и нагульный район важных в промысловом отношении рыб *Engraulis encrasicolus* (L.), шпрот *Sprattus sprattus* (L.), ставрида *Trachurus mediterraneus* (Steindachner). В Керченском препроливном плато располагаются основные скопления черноморской камбалы-калкана *Scophthalmus maeoticus* (Pallas), а мелководная восточная часть Керченского пролива (Таманский залив) – нагульное угодье пиленгаса *Liza haematochila* (Temminck et Schlegel) и аборигенных кефалей (Mugilidae) (Сорокин, 1982; Еремеев и др., 2003). Известно, что эмбриональный и постэмбриональный периоды развития рыб отличаются повышенной чувствительностью к изменениям факторов среды, в том числе к антропогенным воздействиям. Поэтому численность и таксономический состав ихтиопланктона (икра и личинки рыб) являются важными диагностическими признаками состояния нерестовых популяций рыб и пелагической экосистемы в целом. Таксономический состав и обилие ихтиопланктона в водах северо-восточного шельфа Черного моря наиболее детально изучены в экспедициях ИнБИОМ, АтлантНИРО и др. учреждениями (Гордина, Климова, 1995; Архипов, 2006; Надолинский, 2004; 2006; Болгова, Студиград, 2011; Студиград, Болгова, 2011). В прибрежной зоне мониторинговыми исследованиями ихтиопланктона была охвачена только Новороссийская бухта (Болгова, 1994; Болгова и др., 1998). Увеличение рекреационной нагрузки, наращивание мощностей российских портов, строительство ряда перегрузочных комплексов (Тамань), интенсификация судоходства вызывают повышенный интерес к состоянию ихтиопланктона бухт и портов северо-восточного шельфа Черного моря и Керченского пролива.

За период исследований в составе ихтиопланктона на этих участках обнаружены 33 таксономические формы икринок и личинок (таблица 4, приложение 1). Наибольшее число видов отмечено в Новороссийской бухте (31 таксономическая форма), в Туапсинском порту (17), в Таманском причерноморье, включая Таманский порт (15), в Сочинском порту, в Анапской и Геленджикской бухтах (по 14 таксономических форм), Керченском проливе (9), в Таманском заливе (3) (Селифонова, 2012в). В водах портов и Керченском проливе преобладала икра мигрирующих видов рыб, в частности хамсы (70–92% общей численности ихтиопланктона), за пределами портов, наряду с хамсой (50–60%), доминировала икра султанки *Mullus barbatus ponticus* Essipov, морского карася *Diplodus annularis* (L.), ставриды *Trachurus mediterraneus* (Steindachner), лапины *Ctenolabrus rupestris* (L.) и темного горбыля *Sciaenops ocellatus* L.; в водах Таманского причерноморья – икра хамсы (74%) и султанки. В водах курортов состав доминантных видов был иным: в Анапской бухте преобладала икра оседлых видов рыб – арногоса *Arnoglossus kessleri* Schmidt, морского ерша *Scorpaena porcus* L. и мигрирующего вида

– морского карася *Diplodus annularis*; в Геленджикской бухте – икра мигрирующих видов рыб – хамсы, султанки, ставриды, морского карася, в водах Сочинского порта – икра султанки.

Керченский пролив. В июле 2010 г. отмечено 9 видов икринок и личинок, из которых мигрирующих 4, оседлых 5. Численность ихтиопланктона в горизонтальных ловах варьировала от 31.0 до 118.7 экз/100 м³, составляя в среднем 74.8 экз/100 м³ (таблица – 3.4.1).

Таблица 3.4.1 – Численность ихтиопланктона (экз./100³) в Таманском причерноморье и Керченском проливе в июле 2010 г.

Таксономические формы	Керченский пролив		Таманское причерноморье
	Таманский залив	коса Тузла–м. Панагия	
Хамса	28.4	98.2	132.8
Ошибень	–	–	0.2
Луфарь	–	–	3.3
Ставрида	–	–	9.4
Морской карась	–	1.5	2.7
Тёмный горбыль	–	–	1.45
Султанка	1.9	9.2	21.4
Лапина	–	–	0.2
Зеленушка	0.7	–	–
Морской дракон	–	–	0.3
Звездочёт	–	–	2.5
Чёрный бычок	–	1.5	2.3
Бубырь малый	–	–	0.7
Морской ёрш	–	5.2	0.7
Арноглот	–	3.1	4.3
Морской язык	–	–	0.5
Итого:	31.0	118.7	179.7

Минимальные значения численности регистрировались в мелководном Таманском заливе (глубины <5 м), где ихтиопланктон был крайне беден (3 вида). На многих станциях икринки встречались единично либо отсутствовали. В вертикальных ловах преобладали икринки только одного вида – хамсы, численность которой находилась в пределах 2–6 (1.3) экз/м². Доля погибшей икры и икры с аномалиями в развитии составляла 37.5%. Аналогичная элиминация ихтиопланктона (34.7%) отмечена на изобате 10 м в районе коса Тузла–м. Панагия. Здесь отмечено развитие 9 видов рыб, среди которых доминировала хамса. Средняя численность в вертикальных ловах составляла 23 экз/м², в горизонтальных – 118.7 экз/100³. Суммарная численность ихтиопланктона в прибрежных водах была в 2.4 раза ниже, чем в глубоководной зоне, где в подавляющем большинстве развивались икринки хамсы. Доля погибших и аномально развивающихся икринок в этом районе достигала 58.9%.

Таманское причерноморье. Видовой состав икры и личинок рыб по сравнению с Керченским проливом богаче – 15 таксономических форм, из которых мигрирующих 7, оседлых 8. Средняя численность ихтиопланктона в вертикальных ловах составляла 35.9 экз/м², в горизонтальных – 179.7 экз/100 м³. Наибольшая концентрация ихтиопланктона отмечена в

районе Бугазского лимана (соответственно 87.0 экз/м² и 233.5 экз/100 м³), где в составе пелагической икры и личинок рыб отмечены 15 таксономических форм, а икра на 95–98% была нормально развивающейся. В ихтиопланктоне преобладала икра мигрирующих промысловых видов рыб – хамсы (74%) и султанки (11.9%). В заметных количествах (2.4%) отмечены икринки и личинки арноглоса *Arnoglossus kessleri* (сем. Bothidae). Доля личинок в ихтиопланктоне была ≤ 9–14%. Наименьшая концентрация ихтиопланктона отмечена в районе м. Железный Рог (порт Тамань), где их численность в вертикальных ловах составляла 26.5 экз/м², в горизонтальных – 126.1 экз/100 м³.

Таманский порт. В составе ихтиопланктона в августе 2013 г. обнаружено 13 таксономических форм икры и личинок летне-нерестующих видов рыб, из которых мигрирующих – 6, оседлых – 7. Преобладала икра рыб-мигрантов, в частности хамсы, которая составила 84.5% общей численности ихтиопланктона. В заметных количествах (≤ 11%) отмечена икра барабули, ставриды и морского карася. Темный горбыль, остронос, морской окунь, арноглот, ошибень, морской ерш, морской дракон, черный бычок и бубырь в составе ихтиопланктона были единичны. Доля личинок составляла ≤ 9–10%. Численность ихтиопланктона в вертикальных ловах составляла 42.3 экз./м², в горизонтальных – 124.1 экз./100³. Количество элиминированного ихтиопланктона достигало 40–50%.

Новороссийская бухта. В составе ихтиопланктона за период 2006–2010 гг. обнаружена 31 таксономическая форма икринок и личинок (14 – мигрирующих, 17 – оседлых) (табл. 4, прил. 1). Ихтиопланктонные исследования, проведенные в Новороссийской бухте в 2006–2010 гг., позволили проследить многолетнюю динамику таксономического состава и численности икры и личинок рыб.

В 2006 г. встречены 27 таксономических форм ихтиопланктона. Доминировали икринки хамсы (70%), султанки, ставриды. В открытой части отмечена икра темного горбыля, личинки Gobiidae, Labridae, а также икра и личинки редких видов – средиземноморского мигранта луфаря *Pomatomus saltatrix* (L.), морского языка *Solea nasuta* (Pallas), морского петуха *Chelidonichthys lucerna* L., камбалы-калкана *Scophthalmus maeoticus* (Pallas), лобана *Mugil cephalus* L., сингиля *Liza aurata* (Risso), пиленгаса *L. haematochila* (Temminck et Schlegel). Средняя численность ихтиопланктона в водах порта составляла в вертикальных ловах 9.2 экз./м², в горизонтальных – 170 экз./100 м³, за пределами порта – соответственно 97.5 экз./м² и 250 экз./100 м³. В динамике численности ихтиопланктона отмечены два пика плотности (в июне и августе), которые были наиболее выражены в открытой части (рисунки 3.4.1, 3.4.2).

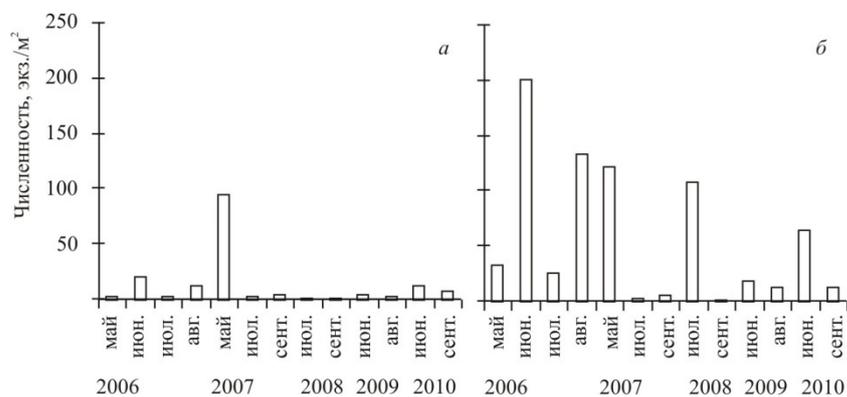


Рисунок 3.4.1 –Сезонные колебания численности ихтиопланктона (экз./м²) в Новороссийском порту
 а – порт, б – открытая часть

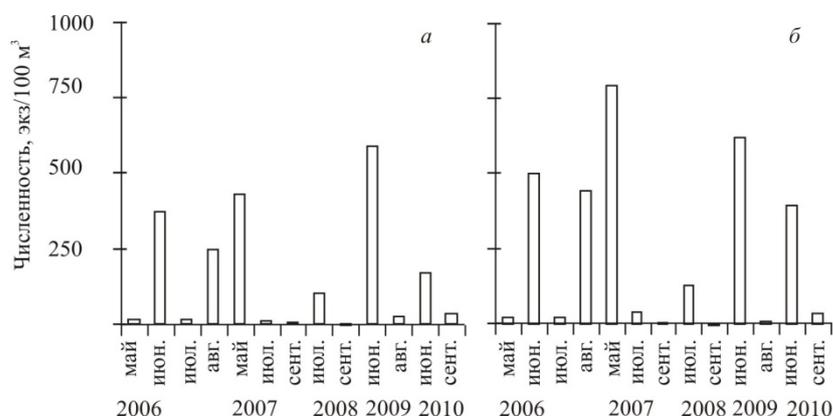


Рисунок 3.4.2 – Сезонные колебания численности ихтиопланктона (экз./100м³) в Новороссийском порту.
 Усл. обозн. см. рисунок 3.4.1

В июле отмечено резкое падение обилия ихтиопланктона. Число видов сократилось до семи. Преобладала икра двух видов – хамсы (80%) и султанки. Средняя численность в порту снизилась до 2 экз./м², за пределами порта – 26 экз./м². Такие изменения в структуре ихтиопланктона произошли в результате выедания икры и личинок рыб гребневиком зоопланктонофагом *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz, пик развития которого приходится на июль месяц (Виноградов и др., 2005).

Мнемиопсис – хищник с широким пищевым спектром (зоопланктон, икра и личинки рыб) (Цихон-Луканина, Резниченко, 1991). В августе с появлением в планктоне гребневика *Beroe ovata* Mayer, основным объектом питания которого служит мнемиопсис, обилие ихтиопланктона начало восстанавливаться. Средняя численность ихтиопланктона возросла до 12 экз./м² в порту и 132 экз./м² за его пределами. Вместе с тем, до 80–100% икры было нежизнеспособной и с аномалиями в развитии. Высокая гибель ихтиопланктона, очевидно, произошла в результате загрязнения вод порта и сопредельных акваторий нефтепродуктами (1.5–2.0 ПДК) (Селифонова, 2012а).

В 2007 г. обнаружено 15 таксономических форм икры и личинок рыб. Преобладала икра хамсы (80%), султанки, ставриды и морского карася. Средняя численность ихтиопланктона в порту и за его пределами в вертикальных ловах составляла соответственно 32.0 и 42.3 экз./м², в горизонтальных – 160.9 и 265.4 экз./100 м³. Следует отметить, что исследования, выполненные во второй половине мая, пришлись на пик нереста пелагофильных рыб. Высокая численность ихтиопланктона была обусловлена значительной плотностью икры хамсы, доля которой составляла 80% общего количества. В водах порта по данным вертикальных ловов средняя численность ихтиопланктона составляла 90 экз./м² (за пределами – 121 экз./м²), что в 30 раз выше аналогичных показателей 2006 г. Такую картину начала нереста, отличавшуюся от наблюдений предыдущего года, по-видимому, обусловил достаточный прогрев вод. Температура поверхностных вод была на 3.6°C выше отмеченных значений 2006 г. Как известно, благоприятный температурный режим, наряду с достаточной кормовой базой и слабым прессом хищников, определяют особенности распределения ихтиопланктона (Климова, 2006). Сочетание этих факторов, вероятнее всего, способствовало высокой концентрации икринок и личинок рыб в водах порта. На большей части акватории порта численность ихтиопланктона превышала 100 экз./м², что сравнимо с показателями открытых вод. Диапазон колебаний численности ихтиопланктона составлял 13–200 экз./м². Вместе с тем, доля мертвого ихтиопланктона и с аномалиями в развитии в водах порта (60%) была почти в два раза выше, чем за его пределами, что свидетельствует о менее благоприятных условиях обитания в этом районе. В сентябре ихтиопланктон на 74% состоял из личинок, среди которых доминировал морской карась. Почти все личинки морского карася были с повреждениями, искривлениями и прочими аномалиями в развитии. Видовое разнообразие было выше в открытой части, где, помимо морского карася, хамсы и султанки, встречены морской язык, морской ерш *Scorpaena porcus* L., ошибень *Ophidion rochei* Muller, звездочет *Uranoscopus scaber* L. и лапина *Ctenolabrus rupestris* (L.).

В 2008 г. число видов икры и личинок рыб сократилось до одиннадцати. Состав доминантных видов не претерпел существенных изменений. В портовых водах численность икры и личинок в вертикальных ловах едва достигала 1 экз./м², за пределами порта – 66 экз./м². В открытой части обилие ихтиопланктона в горизонтальных ловах оказалось на порядок ниже по сравнению с интенсивно загрязняемыми водами порта – 16.5 против 154.5 экз./100 м³, в то же время доля мертвого ихтиопланктона была в 1.5–2.0 раза ниже. Наиболее вероятной причиной такого неравномерного распределения ихтиопланктона является выедание его гребневиком мнемнописом (сборы производились в июле и сентябре).

В 2009 г. ихтиопланктон был представлен 15 таксономическими формами. Преобладала икра хамсы (74%), султанки, ставриды, морского карася. За пределами порта, наряду с этими видами,

отмечена икра и личинки темного горбыля. В порту численность ихтиопланктона в вертикальных ловах составляла 2.5 экз./м², в открытой части – 15.2 экз./м². В горизонтальных ловах распределение ихтиопланктона было довольно равномерным – 619.4 и 601.0 экз./100 м³, что в 2.5–4.0 раза выше уровня предшествующих лет. Доля мертвого ихтиопланктона и с аномалиями в развитии на всей обследованной акватории составляла половину общей численности ихтиопланктона, что свидетельствует о некотором снижении антропогенной нагрузки в Новороссийской бухте.

В 2010 г. обнаружены икринки и личинки 11 видов рыб. Преобладала икра хамсы (88%), в открытой части, наряду с хамсой, отмечена икра темного горбыля и лапины. В порту средняя численность ихтиопланктона достигала 9.4 экз./м² и 105.3 экз./м³, за пределами порта – 38 экз./м² и 214 экз./100³, доля элиминированного ихтиопланктона – 51–58%.

Туапсинский порт. Видовой состав икры и личинок рыб в 2009–2010 гг. по сравнению с Новороссийской бухтой оказался беднее (мигрирующих видов – 11, оседлых – 6) (табл. 4, прил. 1). Преобладала икра четырех обычных для северо-восточной части видов рыб: хамсы (70%), султанки, ставриды и морского карася. В открытой части наряду с вышеуказанными была заметна икра лапины и темного горбыля *Sciena umbra* L., единично отмечена икра кефалевых (лобан, сингиль, пиленгас), каменного окуня *Serranus scriba* (L.), личинки атерины *Atherina boyeri pontica* Eichwald, морской иглы *Sygnathus* sp., Blenniidae, Cobiidae. Средняя численность ихтиопланктона достигала в порту 6.3 экз./м² и 50.7 экз./100 м³, в открытой части – 38.0 экз./м² и 214.3 экз./100 м³.

В 2009 г. в районе порта встречена икра и личинки 15 видов. Средняя численность ихтиопланктона составляла 11.8 экз./м² и 89.6 экз./100 м³, за пределами порта – 30.0 экз./м² и 212.2 экз./100 м³. Наибольшая концентрация пелагической икры и личинок отмечена в августе – 20.0 экз./м², 162.5 экз./100 м³ в порту и 58.0 экз./м², 410.5 экз./100 м³ за его пределами (рисунок 3.4.3). Доля погибшей икры и с аномалиями в развитии в среднем составляла в водах порта 68%, за его пределами 52%. В 2010 г. число видов ихтиопланктона сократилось до девяти. Средняя численность снизилась до 0.8 экз./м², 11.8 экз./100 м³ в порту и 2.0 экз./м², 12.9 экз./100 м³ за его пределами. Повсеместно около половины ихтиопланктона было нежизнеспособным и с аномалиями в развитии.

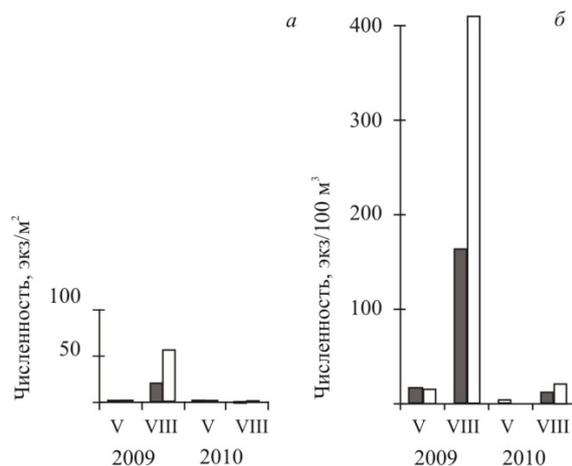


Рисунок 3.4.3 – Сезонная изменчивость численности ихтиопланктона в Туапсинском порту
a – вертикальные ловы, *б* – горизонтальные ловы
 ■ – акватория порта, □ – открытая часть

Сочинский порт. В составе ихтиопланктона идентифицировано 14 таксономических форм икринок и личинок рыб (5 – мигрирующих, 9 – оседлых). Количество личинок в составе ихтиопланктона $\leq 0.5\%$. Доля нежизнеспособных икринок и с аномалиями в развитии в среднем достигала 45% в порту и 18% за его пределами. В 2012 г. встречены 13 таксономических форм ихтиопланктона. Доминировала икра султанки (50%), ставриды, хамсы (Селифонова, 2013а). В открытой части наряду с этими видами в заметных количествах была отмечена икра морского карася, морского ерша, лапины, остроноса, представителей сем. Gobiidae. В частности, численность редкого и охраняемого вида сем. кефалевых – остроноса в среднем достигала 5 экз./м². Средняя численность ихтиопланктона в водах порта составляла 11 экз./м², в горизонтальных ловах – 27.5 экз./100³; в открытой части – 22 экз./м² и 69.5 экз./100³ соответственно. В августе количество ихтиопланктона под прессом хищного гребневика мнемипсиса резко снизилась. В вертикальных ловах икринки отсутствовали, в горизонтальных ловах их количество не превышало 2 экз./100³ в порту и 4.7 экз./100³ за его пределами (рисунок 3.4.4). В 2013 г. число видов икры и личинок рыб сократилось до 9. Преобладала икра султанки (67%), морского карася, ставриды, хамсы и лапины. Однако обилие ихтиопланктона в водах порта оказалось в 2–4 раза выше, чем в 2012 году (в открытой части 3–4 раза выше). Средняя численность ихтиопланктона в порту и за его пределами в вертикальных ловах составляла соответственно 24 и 96 экз./м², в горизонтальных – 113.5 и 195.5 экз./100м³. Высокая численность ихтиопланктона в июне была обусловлена доминированием икры султанки, которая в открытой части составляла 50% общего количества. Наряду с ней была заметна икра лапины 16–24 экз./100³.

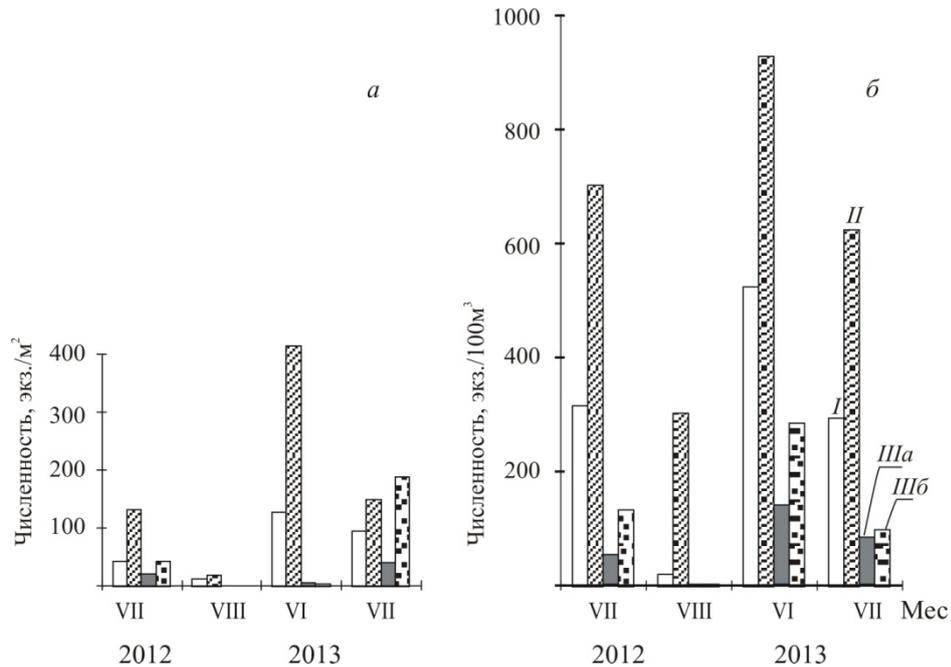


Рисунок 3.4.4 – Сезонная изменчивость численности ихтиопланктона в водах курортных городов
а – вертикальные ловы, *б* – горизонтальные ловы;
I – Анапская бухта, *II* – Геленджикская бухта, *III* – Сочинский порт: *а* – порт, *б* – открытая часть

Анапская бухта. В составе ихтиопланктона идентифицировано 14 таксономических форм икринок и личинок (7 – мигрирующих, 7 – оседлых). Преобладала икра морского карася, арноглоса, морского ерша (64.7%), султанки, ставриды, лапины. В единичных экземплярах встречена икра темного горбыля, морского языка, морской мыши, морского дракона, звездочета, ошибня и личинки Gobiidae, Blennidae. Личиночный комплекс был представлен слабо ($\leq 2\%$). Количество нежизнеспособных икринок и с аномалиями в развитии колебалось от 6.5 до 13.9%. В 2012 г. отмечено 11 таксономических форм икринок и личинок. Средняя численность ихтиопланктона составляла в вертикальных ловах – 27.5 экз./м², в горизонтальных ловах – 169 экз./100³. Наибольшая концентрация пелагической икры и личинок отмечена в июле (рисунок 3.4.4). В это время в бухте доминировали икринки морского карася, морского ерша (52%), лапины, арноглоса. В конце августа в связи с затуханием нереста выявлено резкое падение обилия ихтиопланктона. Преобладала икра трех видов – морского ерша, морского карася, арноглоса.

В 2013 г. встречена икра и личинки 13 видов рыб. Состав доминантных видов не претерпел существенных изменений. Средняя численность ихтиопланктона была в 2–4 раза выше по сравнению с 2012 г. (в вертикальных ловах – 112 экз./м², в горизонтальных ловах – 411.5 экз./100³). Наиболее выраженный пик численности ихтиопланктона отмечен в июне: 128 экз./м² и 528 экз./100м³.

Геленджикская бухта. Видовой состав ихтиопланктона был представлен икринками и личинками 14 таксономических форм (6 – мигрирующих, 8 – оседлых). Преобладала икра хамсы, султанки, ставриды, морского карася (73.6%), морского ерша, лапины. Единично отмечена икра звездочета, личинки *Blennidae* ($\leq 1\%$). Доля мертвого ихтиопланктона и с аномалиями в развитии была $\leq 11.3\text{--}12.5\%$. В 2012 г. обнаружены икринки и личинки 10 таксономических форм. В июле в открытой части бухты преобладала икра султанки (47.5%), морского карася, ставриды, морского ерша. Численность икры редких видов рыб – каменного окуня и темного горбыля была самая высокая по побережью. В горизонтальных ловах численность каменного окуня достигала в среднем – 26.0 экз./100³, максимум в открытой части бухты – 41.5 экз./100³, темного горбыля – 15.2 экз./100³. Более благоприятные условия для нагула и нереста рыб в открытой части Геленджикской бухты в целом, обусловили высокую численность пелагических икринок и личинок. Средняя численность ихтиопланктона в вертикальных ловах составляла 76 экз./м², в горизонтальных – 505.5 экз./100³.

В 2013 г. число видов икры и личинок рыб составляло 13. Средняя численность ихтиопланктона возросла в 1.5–4 раза и была максимальной в прибрежных водах северо-восточного шельфа: в вертикальных ловах – 282 экз./м², в горизонтальных – 778 экз./100³.

Таким образом, среди портовых акваторий наиболее богатой по видовому разнообразию и обилию ихтиопланктона является Новороссийская бухта, которая по рыбохозяйственному значению относится к I категории. На ее территории находятся три рыбопромысловых участка, где ежегодно отлавливается от 10 до 17 т рыбы, в том числе таких наиболее ценных видов как, калкан *Scophthalmus maeoticus* (Pallas), султанка, сарган *Belone belone* (L.), сельдь *Alosa immaculata* Bennett, кефаль и др. В водах бухты в 2006–2010 гг. обнаружена 31 таксономическая форма икры и личинок рыб, что сопоставимо с уровнем 2002–2003 гг. (Болгова, 2005). В составе ихтиопланктона преобладала икра и личинки мигрирующих видов рыб: султанки, ставриды, морского карася с явным доминированием хамсы (70% общего числа). Наряду с этими видами, в открытой части бухты заметна икра темного горбыля и лапины. В водах порта средняя за период исследования численность ихтиопланктона в вертикальных ловах составляла 10.8 экз./м², в горизонтальных – 171.8 экз./100 м³, за пределами порта – соответственно 64.6 экз./м² и 214.8 экз./100 м³. Согласно полученным данным в Новороссийской бухте происходит постепенное восстановление нерестовых популяций пелагофильных рыб, о чем свидетельствует увеличение видового разнообразия и обилия ихтиопланктона за последнее десятилетие.

В 1990-х гг. с появлением и массовым развитием хищного гребневика мнемипсиса (Виноградов и др., 1992) обилие ихтиопланктона в Новороссийской бухте резко снизилось. В это время отмечены 22 таксономические формы икры и личинок рыб с численностью 20 экз./м² (Болгова, 2005). В уловах доминировала икра мигрирующих видов рыб: хамсы, морского карася

и султанки (83.6%). В заметных количествах обнаружены личинки Gobiidae (75%). Наиболее плотные скопления ихтиопланктона отмечены в открытой части западного побережья. В 2002–2003 гг. общая численность ихтиопланктона достигала 120 экз./м². Эта величина была почти в 3 раза ниже уровня 1960-х гг. и в 2 раза 1970-х гг. (Болгова и др., 1998). Число видов ихтиопланктона возросло до 30. Обнаружены отсутствовавшие ранее икринки калкана, ошибня *Ophidion rochei* и пиленгаса. Численность массовых видов: хамсы, султанки и морского карася составляла соответственно 43, 32 и 20 экз./м², ставриды – 6 экз./м². Основные скопления ихтиопланктона по-прежнему были сосредоточены у открытого побережья бухты. Общая численность ихтиопланктона варьировала от 12–22 экз./100 м³ в порту до 334 экз./100 м³ в открытой части. В 2006–2010 гг. обилие ихтиопланктона в водах порта в среднем возросло на порядок. В центре порта и в районе западного мола, где сосредотачивалась основная масса ихтиопланктона, очевидно, происходил активный нерест рыб. Вполне возможно, что пелагическая икра, равно как и личинки донных животных (меропланктон) (Селифонова, 2012а), в воды порта заносятся течениями. Неравномерное распределение меропланктона в Новороссийской бухте и образование скоплений личинок в кутовой застойной части бухты объясняется особенностями циркуляции вод. Следует отметить, что в водах порта 50–80% икры было нежизнеспособной и с аномалиями в развитии, что в 2–2.5 раза выше, чем за пределами порта. Максимальное количество погибших икринок наблюдалось при переходе со II на III этап и в начале IV этапа развития (на стадии появления зародышевой полоски). Более благоприятные условия для нагула и нереста рыб в открытой части бухты, очевидно, обусловили высокую численность ихтиопланктона, максимальные значения которого в отдельные месяцы достигали 500–700 экз./100 м³ и более. В многолетнем аспекте в Новороссийской бухте прослеживается некоторое снижение уровня элиминации ихтиопланктона. Намечившаяся положительная тенденция в выживании ихтиопланктона способствует увеличению численности популяций рыб. По показателям таксономического состава и обилия ихтиопланктона открытая часть бухты соответствует таковым 1980-х гг. Позитивные изменения, произошедшие за последние годы в ихтиопланктоне Новороссийской бухты, отмечены и в других прибрежных районах Черного моря. Возрастание видового разнообразия и численности икры и личинок рыб в районе бухте Круглая (юго-запад Крыма) приблизилось к уровню 1960–1970 гг., а в прибрежных водах Севастополя – 1950–1960 гг. (Гордина и др., 2004; Климова, 2006).

Аналогичная ситуация складывается и в Таманском причерноморье. В районе Бугазского лимана в подавляющем большинстве икра была без патологии в развитии, а показатели обилия близки к таковым, отмеченным в открытой части Новороссийской бухты. На полигоне м. Железный рог (порт Тамань) численность ихтиопланктона в 2010 и 2013 гг. была в 1.5 раза

выше уровня 2004 г. (Болгова и др., 2005), что позволяет говорить об улучшении условий среды обитания для нерестовых популяций пелагофильных рыб.

В Туапсинском порту, несмотря на хороший водообмен, средняя численность ихтиопланктона в 2–3 раза ниже, чем в Новороссийской бухте, а видовой состав беднее. Наиболее вероятной причиной низкого количественного обилия икры и личинок рыб является хроническое нефтяное загрязнение вод порта – периодические выбросы нефтепродуктов из подземной линзы, которые вызывают гибель ихтиопланктона не только в порту, но и за его пределами.

В водах курортных городов обнаружено 14 таксономических форм икры и личинок рыб. В составе ихтиопланктона Сочинского порта преобладала икра и личинки мигрирующих видов рыб – ставриды, хамсы, с преобладанием султанки (50% от общего числа). Средняя численность ихтиопланктона в водах порта составляла 11.6 экз./м², в горизонтальных ловах – 47.6 экз./100³; в открытой части – 39.3 экз./м² и 89.9 экз./100³ соответственно. В открытой части общее количество ихтиопланктона, собранного методом траления, было в 3.5 раза ниже, отмеченного в 2007 г. в районе Хосты (Горайнова и др., 2011). В то же время численность редкого и охраняемого вида сем. кефалевых – остроноса была на порядок выше таковой открытой части Новороссийской бухты (Студиград, Болгова, 2011).

В Анапской бухте средняя численность в вертикальных ловах составляла 69.7 экз./м³, в горизонтальных – 290 экз./100³. В составе ихтиопланктона преобладала икра оседлых видов рыб – арногласа, морского ерша и мигрантов – морского карася. Количество икры редких и охраняемых видов рыб, таких как лапина и арноглас, в Анапской бухте было самым высоким для северо-восточного шельфа Черного моря. Численность икры арногласа, собранная методом траления, в среднем достигала 116 экз./100³, лапины – 52 экз./100³. Эти показатели были почти на порядок выше максимальных значений, приводимых другими авторами для северо-восточной части (Студиград, Болгова, 2011). Следует отметить, что мнения исследователей по поводу статуса лапины и арногласа в северо-восточной части Черного моря неоднозначны. По сведениям одних источников эти виды являются редкими, по другим – обычными (Надолинский, 2004; 2006; Студиград, Болгова, 2011). Авторами отмечена положительная динамика численности лапины в водах Новороссийска, Туапсе и Сочи в сравнении с 1990-ми гг. Концентрация пелагической икры этого вида за последние годы увеличилась в 3.5 раза, однако роль в общем ихтиопланктоне была незначительной (1.1%).

В Геленджикской бухте при небольшом числе видов (14 таксономических форм) выявлена самая высокая численность ихтиопланктона – в среднем 179 экз./м³ и 641.5 экз./100³. Количественное богатство пелагической икры и личинок рыб обусловлено тем, что в районе м. Толстого и Тонкого сохранился естественный скалистый биотоп с донной растительностью,

благоприятный для развития зообентоса и рыб. Образование скоплений ихтиопланктона в открытой части бухты очевидно объясняется особенностями циркуляции вод в летний сезон и заносом пелагической икры в воды бухты течениями. В этих местах преобладала икра мигрирующих видов рыб – хамсы, султанки, ставриды, морского карася. В заметных количествах отмечены икринки редкого и охраняемого вида рыб – каменного окуня. Его численность была в 6 раз выше, чем в открытой части Новороссийской бухты. По данным (Студиград, Болгова, 2011) в Новороссийской бухте на богатых цистозировых биоценозах м. Пенай в 1970-е гг. количество икры каменного окуня достигало 342 экз./100³, в 2005 г. после сокращения площадей донной растительности в 1.4–3.8 раза ее количество снизилось до 4.5 экз./100³. Тем не менее, обилие этого вида в Новороссийской бухте было вдвое выше, чем у побережья Туапсе и Сочи. Что касается редкого и охраняемого вида рыб – темного горбыля, то в открытых частях бухт Геленджика и Новороссийска икру и личинки темного горбыля отмечали ежегодно с максимальной численностью 20–60 экз./100³. В Керченском проливе и Таманском причерноморье данный вид имеет обычный статус (Надолинский, 2006).

Таким образом, высокая гибель и низкое обилие икринок и личинок в загрязненных портовых водах Новороссийска, Туапсе, Тамани, Сочи свидетельствуют о неблагоприятных условиях для эмбрионального и постэмбрионального развития рыб в этих районах. Наиболее благополучной по состоянию ихтиопланктона является открытая часть Новороссийской бухты. Начиная с 2002 г. в Новороссийской бухте происходит постепенное восстановление нерестовых популяций пелагофильных рыб, о чем свидетельствует увеличение видового разнообразия и численности ихтиопланктона до уровня 1980-х гг., в том числе появление в уловах икры и личинок средиземноморского мигранта – луфаря, а также редких и малочисленных видов – морского петуха, камбалы-калкана, ставриды, темного горбыля и других. Отмечено увеличение численности икры и личинок охраняемых и редких видов рыб в водах курортных городов. В открытой части Сочинского порта отмечена икра остроноса, в Анапской бухте – икра арноглоса, лапины, в открытой части Геленджикской бухты – икра темного горбыля, каменного окуня.

3.5. ЗООБЕНТОС РЫХЛЫХ ГРУНТОВ И ЕГО СВЯЗЬ С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ДОННЫХ ОСАДКОВ

Многолетнее изучение состояния зообентоса различных районов Черного моря позволило выявить заметную деградацию структуры донной фауны, которая в 1970–1980-х гг. происходила особенно быстро и стала неблагоприятной для экосистемы бентали (Заика и др., 1992). По сравнению с 1960-ми гг. было отмечено существенное обеднение донных сообществ не только в прибрежной наиболее эксплуатируемой зоне, но и в нижней части аэробной зоны бентали (на глубинах более 100 м), т.е. в масштабах всего моря. В 1990–2000-х гг. под воздействием хищного моллюска *Rapana venosa* (Valenciennes) и выедания личинок донных беспозвоночных гребневиком зоопланктонофагом *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz из прибрежных сообществ северо-восточного шельфа исчезли ранее доминирующие виды двустворчатых моллюсков *Gouldia minima* (Montagu), *Acanthocardia paucicostata* (Sowerby), а также *Flexopecten glaber ponticus* (Bucquoy, Dautzenberg & Dollfus) и *Paphia aurea* (Gmelin.) syn. *Polititapes aureus* Gmelin (Кучерук и др., 2002). Характерной чертой донных сообществ этого периода стало массовое развитие *Bivalvia* – *Chamelea gallina* (Linnaeus) и недавнего вселенца *Anadara inaequalis* (Bruguière). Продолжающаяся перестройка бентали северо-восточного шельфа определяет необходимость анализа современного состояния и закономерностей изменений сообществ донных животных, которые в периоды нереста определяют состояние меропланктона. Особый интерес представляет зообентос рыхлых грунтов прибрежной наиболее уязвимой зоны северо-восточного шельфа, где функционируют самые крупные на Черном море порты и здравницы.

Новороссийская бухта. В 2006–2007 гг. в донной фауне идентифицировано 38 таксономических форм (без учета гидроидов, остракод, немертин и гаммарид) (табл. 5, прил. 1). На большей площади порта доминировали нематоды, олигохеты, многощетинковые черви и немертины (75–95%). Доминирование червей в сложении биоценозов – результат возникновения типичных антропогенных ландшафтов, сформировавшихся под воздействием промзон и береговых канализационных хозяйственно-бытовых и промышленных стоков (Сергеева и др., 2002; Селифонова и др., 2009). В составе многощетинковых червей преобладал индикатор органического обогащения донных отложений – *Capitella capitata capitata* (Fabricius). Вид способен выживать в практически анаэробных условиях – в жидком черном иле с запахом сероводорода (Киселева, 1987; Лосовская, 2002). В 2001 г. биоценоз *C. capitata capitata* располагался в эстуарном биотопе реки Цемес (соленость воды 12.9 ‰) (Мельник, Смоляр, 2002), в 2006–2007 гг. занимал больше половины площади дна Новороссийского порта, что может быть показателем ухудшения условий среды обитания (рисунок 3.5.1).

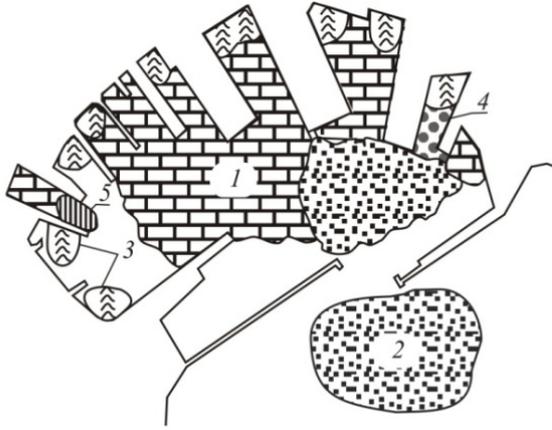


Рисунок 3.5.1 – Распределение донных сообществ в Новороссийском порту (по: Селифонова, Часовников, 2013)

- 1 – *Capitella*,
 2 – *Plagiocardium*,
 3 – *Nematoda*,
 4 – *Balanus – Diogenes*,
 5 – *Streblospio*

В состав биоценоза входили многощетинковые черви *Nephtys hombergii* Savigny, *Heteromastus filiformis* (Claparède), *Alitta succinea* (Frey et Leuck.) и др. В 2001 г. в эстуарном биотопе обнаружен вид-вселенец *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin (Spionidae) с численностью 0.98 тыс. экз./м² (Мурина и др., 2008); в 2007 г. количество вида в этом районе достигло 9 тыс. экз./м² и встречался он на большей площади порта (Селифонова и др., 2009а). *S. gynobranchiata* – мелкий червь размером до 10 мм, который населяет верхний слой илистого субстрата с запахом сероводорода. Полихеты данного рода являются индикаторами органического загрязнения (Ristich et al., 1977; Reish, 1979). В донные отложения порта вид мог попасть с балластными водами судов. Осадки эстуарной зоны относят к высокотоксичным грунтам с содержанием метана 11.6 см³/кг (Круглякова, 2002). Эдафические условия и гидрохимический режим в эстуарном биотопе могли оказаться благоприятными для адаптации личинок *S. gynobranchiata* к новым условиям существования, образования донной материнской популяции и формировании биоценоза.

По направлению к выходу из порта наблюдалось постепенное замещение сообщества многощетинковых червей сообществом двустворчатого моллюска *Parvicardium simile* (Milaschewisch) (Селифонова, Часовников, 2013). Биоценоз *P. simile* располагался в районе ворот порта и за его пределами. В составе биоценоза отмечены брюхоногие моллюски – *Bittium reticulatum* (Da Costa), *Nassarius reticulata* (Linnaeus), *Rapana venosa* (Valenciennes), двустворчатые моллюски *Mytilaster lineatus* (Gmelin), *Pitar rudis* (Poli), многощетинковые черви и др. В период исследования здесь была граница обитания моллюсков, формировавших основную биомассу. Следует отметить, что в 2001 г. биоценоз *P. simile* был распространен на большей площади Новороссийского порта (Мельник, Смоляр, 2002).

Характерной чертой донных биоценозов Новороссийского порта являлась их количественная бедность. В 2006 и 2007 гг. плотность поселений макрофауны варьировала

от 2.5 до 12.5 тыс. экз./м², биомасса – от 0.1 до 40–60 г/м² (при средних значениях 6.4 тыс. экз./м² и 9.0 г/м²) (рисунок 3.5.2).

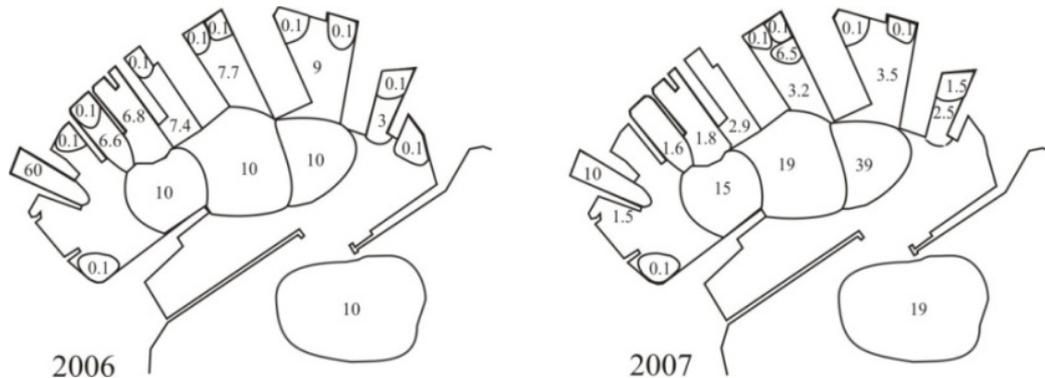


Рисунок 3.5.2 – Распределение биомассы зообентоса (в г/м²) в Новороссийском порту в июле (по: Селифонова, Часовников, 2013)

Максимальные значения регистрировались в эстуарной зоне, центре порта и за его пределами. Несмотря на обедненность видового состава на каждой из станций, расположенных между причалами (станции 1–6), разнообразие донной фауны было выше, чем в зонах выпусков канализации. Здесь найдено 15–20 видов, тогда как в зонах выпусков – 3–4 вида. В район цемпирса (станция 6) на расстоянии 15–20 м от выпуска канализации отмечены высокоустойчивые к загрязнению раки-отшельники *Diogenes pugilator* (Roux) и баянусы *Amphibalanus improvisus* (Darwin). В пробах грунта в непосредственной близости канализационных выпусков живые представители макрофауны не обнаружены. Доля нематод в этих пробах достигала 80–100%. Общая биомасса зообентоса в зонах канализации была ≤ 0.1 г/м², что в 10–20 раз ниже, чем на станциях между причалами. Подобные величины характерны для интенсивно загрязняемых участков дна.

Как известно, распределение донных животных подчинено строгой закономерности и определяется характером грунта, глубиной и другими абиотическими факторами. Поллютанты в морской среде мигрируют на дно и, накапливаясь в донных осадках, являются источником вторичного загрязнения (Миронов, 2002). Донные осадки на большей площади Новороссийского порта представлены черными алевритово-пелитовыми илами с запахом сероводорода, за исключением центрального участка порта (станции 7, 9, 10), района цемпирса (станция 6) и открытой части (станция 8), где преобладают серые алевритовые илы с песком и ракушей. В верхнем слое донных осадков, обогащенных ОВ, как правило, высока вероятность появления токсичных для фауны лабильных сульфидов (цит. по: Сорокин, Буркацкий, 2007; Сорокин, Закусина, 2006). Такие осадки отличаются темным или даже черным цветом,

обусловленным накоплением в них черного моносulfида железа гидротроилита (Сорокин, 1962; Jørgensen, 1977). Накопление сульфидов в верхнем слое донных осадков происходит в зонах, испытывающих интенсивное антропогенное загрязнение, где восстановление сульфатов до сероводорода стимулируется ОВ, поступающим на шельф с береговым стоком (Сорокин, Билио, 1981; Rosenberg, Leo, 1988). Образование сульфидов происходит в результате анаэробного процесса восстановления сульфатов при участии сульфатредуцирующих бактерий. Этот процесс сопровождается отдачей свободного сероводорода в наддонную воду (Giordani, 1991; Hansen et al., 1978), который оказывает токсическое воздействие на зообентос, вплоть до его вымирания (Sorokin et. al., 2002). При концентрации выше 300–500 мг S/дм³ лабильные сульфиды являются основной причиной быстрого развития гипоксии придонного слоя воды даже при сравнительно кратковременной стратификации водной толщи и появления в нем свободного сероводорода (Giere, 1992). Наряду с этим, лабильные сульфиды являются сильным цитохромным ядом (Grishaber et. al., 1992; Thode, 1973; Vismann, 1991). При их концентрации более 500–800 мгS/дм³ гибнет практически весь зообентос (Сорокин, Билио, 1981; Sorokin et. al., 1996). Некоторые представители донной фауны способны адаптироваться к присутствию лабильных сульфидов в донных осадках и могут выдерживать их концентрацию до 200–400 мгS/дм³ сырого ила (Gamenick et.al., 1996; Thode, 1973), однако при этом наблюдается снижение общей биомассы зообентоса и обеднение его видового разнообразия (Giere, 1992; Vismann, 1991). Доминирующими становятся в этом случае животные, наиболее устойчивые к высокому сульфидному уровню заражения донных осадков (Любин, 1999; Thode, 1973). Среди массовых представителей черноморской донной фауны выделены организмы, толерантные к присутствию сульфидов: многощетинковые черви семейств *Nereidae*, *Spionidae*, родов *Capitella*, *Melinna*, *Nephtys*, брюхоногие моллюски родов *Hydrobia*, *Tritia* и двустворчатые моллюски родов *Abra*, *Cerastoderma*, *Mya*, *Mytilaster* (цит. по: Сорокин, Закускина, 2008). По данным этих авторов, умеренное сульфидное заражение выдерживают *Pitar*, *Modiolus*, *Mytilus*, *Lucinella*, *Chamelea* (Bivalvia), *Rapana* (Gastropoda). Заселение участков дна в зонах антропогенного загрязнения преимущественно двустворчатыми моллюсками-фильтраторами, адаптированными к сульфидному заражению, таких как *Mya*, *Abra*, *Tapes*, *Cerastoderma*, *Mytilaster*, способствует поддержанию высокой концентрации сульфидов (Sorokin et.al., 1999). Эти моллюски отфильтровывают поступающую с загрязняющими стоками взвесь и осаждают ее в виде фекалий и псевдофекалий, стимулируя тем самым сульфатредукцию в донных осадках. В связи с этим, содержание лабильных сульфидов в верхнем слое донных отложений следует рассматривать в числе основных причин деградации прибрежных морских экосистем, подверженных антропогенному загрязнению (Сорокин, Билио, 1981; Gamenick et al., 1996). Тем

не менее, этот важный параметр, характеризующий экологическое состояние прибрежных морских экосистем, крайне редко используется в ходе экологического мониторинга.

Согласно нашим данным концентрации сульфидов в верхнем слое донных осадков Новороссийского порта варьировали от 80 до 1980 мг S/дм³ сырого ила в зависимости от близости к источникам загрязнения, поступающих из города со сточными водами и порта (рисунок 3.5.3). Критический уровень их концентрации (> 600 мг S/дм³ сырого ила) отмечен в зоне причалов и вблизи выхода городских стоков. Такой уровень концентрации сульфидов приводит к элиминации макрозообентоса. Максимальные концентрации – 1620–1980 мгS/дм³ сырого ила отмечены в районах выпусков канализации. Они близки к максимальной концентрации сульфидов, ранее зарегистрированной в зонах интенсивного загрязнения морских бухт городскими сточными водами (Сорокин, Закускина, 2008). В зоне воздействия речного стока Цемес (станция 13) содержание сульфидов было на уровне 164–370 мг S/дм³. Понижение содержания сульфидов, в первую очередь, связано с повышенным минеральным стоком. В центральной части порта и за его пределами, вне прямого воздействия загрязнения, содержание сульфидов было в пределах нормы для осадков шельфа – 100–148 мг S/дм³. Сравнение данных 2006 и 2007 гг. показывает увеличение концентрации сульфидов в донных осадках порта в зоне причалов, что свидетельствует об ухудшении экологической обстановки.

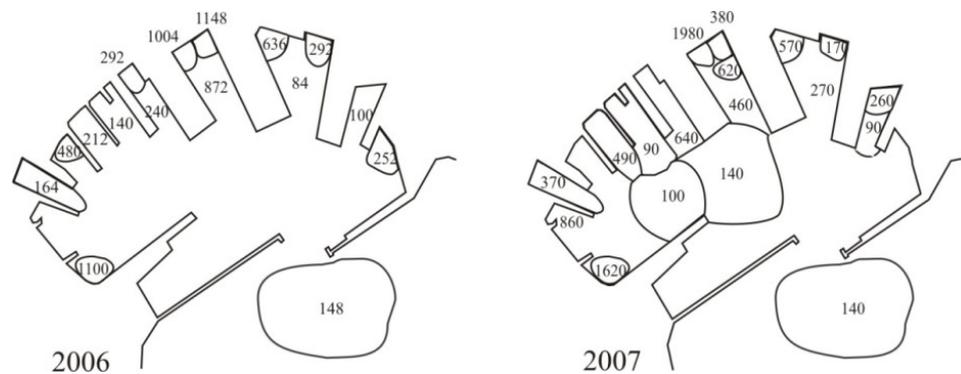


Рисунок 3.5.3 – Содержание лабильных сульфидов в донных осадках Новороссийского порта в июле (в мгS/дм³ сырого ила) (по: Селифонова, Часовников, 2013)

До недавнего времени влияние органического обогащения грунтов на зообентос рассматривалось как фактор, сопутствующий загрязнению донных осадков НУ (Миронов, 1988; Миронов и др., 1992; Миронов, 2002). Построение шкалы толерантности к НУ для представителей черноморского зообентоса основывалось на уровне содержания хлороформного битумоида в донных осадках и «токсобности» к нему гидробионтов (Миронов, 2002). Такой подход к выявлению индикаторных объектов и изучения их реакций на загрязнение может

быть правомочен только при оценке тех биотопов, где в заметной степени проявляется нефтяное загрязнение (Петров, 2000). При этом не берется в расчет содержание лабильных сульфидов в верхнем слое донных осадков – важный и наиболее информативный гидрохимический параметр оценки состояния морской среды в мелководных загрязняемых бассейнах (Сорокин, Буркацкий, 2007; Сорокин, Закусина, 2008). По мнению авторов негативное воздействие традиционно учитываемых в санитарной гидробиологии компонентов загрязнения, таких как битум, фенол, НУ, тяжелые металлы (Миловидова и др., 1985; Миронов, 2002), следует рассматривать как второстепенное, поскольку эти параметры при обычных концентрациях, фактически не являются токсичными для фауны. Они лишь сопутствуют органическому загрязнению, результатом которого является сульфатредукция и накопление действительно токсичных для фауны сульфидов. Это главная причина дестабилизации экосистем морского шельфа в зонах антропогенного загрязнения. В качестве примера авторы приводят данные Миронова и др. (2003) о корреляции между биомассой бентоса в кутовых частях бухт вблизи Севастополя и содержанием в донных осадках битума и легкоокисляемого ОВ, как показателей загрязнения. По мнению авторов, крайне низкая биомасса зообентоса отмечена как в бухтах с высоким, так и в бухтах с низким содержанием битума в осадках, тогда как в отношении содержания легкоусвояемого ОВ, стимулирующего сульфатредукцию и накопление сульфидов, выявлена четкая обратная корреляция.

Нами проанализировано содержание НУ в грунтах Новороссийского порта (Селифонова, Часовников, 2013). Их средние концентрации в 2006–2007 гг. превышали допустимые уровни в 28–47 раз (1.38–2.35 мг/г). По критериям *Neue Niederlandische Liste* допустимые концентрации НУ = 50 мкг/г или 0.05 мг/г. Коррелятивной связи между уровнем биомассы бентоса и концентрацией НУ в донных осадках не обнаружено. Высокие концентрации НУ наблюдали не только на участках почти безжизненного ила у выпусков канализации (до 3–6.87 мг/г), но и между причалами (1.0–2.28 мг/г), в центре порта (1.1–1.96 мг/г), где биомасса донных животных была достаточно высока (таблица 3.5.1). В воды Новороссийского порта ОВ поступает с береговым стоком и накапливается в донных отложениях наряду с НУ, поэтому особенности изменений структуры и состояния индикаторных сообществ бентоса этого района по градиенту стрессорного фактора отличаются от района Туапсинского порта, где наблюдается значительное накопление НУ в результате аварийного разлива нефти. По шкале органического обогащения грунтов (Петров, 2000) Новороссийский порт имеет высокий уровень – IV. Об этом свидетельствуют интенсивные процессы сульфатредукции в донных отложениях, снижение количественных показателей донной макрофауны при доминировании в сообществах наиболее устойчивых видов полихет *C. capitata capitata*, *N. hombergii*, *H. filiformis*, *A. succinea* и нематод. Эти организмы способны к быстрому росту и обладают

высокой генетической вариабельностью, что дает им преимущества в выживании при органическом обогащении донных осадков выше критического уровня.

Таблица 3.5.1 – Концентрация НУ в грунтах Новороссийского порта в июле (по: Селифонова, Часовников, 2013)

Номер станции	Концентрация нефтяных углеводородов, мг/г, по годам измерения		Номер станции	Концентрация нефтяных углеводородов, мг/г, по годам измерения	
	2006 г.	2007 г.		2006 г.	2007 г.
1	1.1170	0.466	11	2.0040	1.863
2	0.6600	0.571	12	–	0.975
3	2.0800	0.743	13	2.6170	1.158
4	1.8770	1.697	14	3.0670	–
5	1.1080	1.004	15	6.8780	2.233
6	2.2820	0.935	16	2.1170	2.264
8	0.3179	0.471	17	2.5800	1.882
9	–	1.107	18	4.2350	0.218
10	1.9600	1.242	19	0.7182	3.856

Туапсинский порт. В донной фауне идентифицировано 32 таксономические формы (без учета нематод, олигохет, немертин, остракод) (таблица 5, приложение 1) (Селифонова, Часовников, 2013). Донные биоценозы Туапсинского порта были еще более бедны в сравнении с Новороссийским портом. Основной компонент фауны – многощетинковые черви (13 таксономических форм), нематоды, олигохеты, многие из которых являются биологическими индикаторами условий среды обитания. Представители малакофауны, ракообразные и прочие животные зообентоса на большей площади дна порта не отмечены, за исключением единичных экземпляров моллюсков, баланусов и раков-отшельников *D. pugilator* в центре порта. Средняя биомасса зообентоса в 2009–2010 гг. в Туапсинском порту составляла 6.5 г/м², плотность 1.9 тыс. экз./м². Динамика биомассы по сезонам представлена на рисунке 3.5.4. Выделено три сообщества полихет *H. filiformis*, *C. capitata capitata*, *N. hombergii*, которые по мнению Г.В.Лососовской и др. (2004) являются наиболее прогрессивным по отношению к загрязнению. Среди них *H. filiformis*, *C. capitata capitata* – детритофаги, безвыборочно заглавающие грунт и *N. hombergii* – полифаг. Всю центральную площадь дна занимал биоценоз *Heteromastus* (рисунок 3.5.5). Здесь полихеты образовывали скопления до 14.4 тыс. экз./м², а их биомасса в отдельные сезоны приближалась к максимальным величинам по порту – 21.1 г/м². *C. capitata capitata* – единственный вид полихет, который преобладал в черных полужидких илах с примесью песка и сильным запахом сероводорода, которые располагались в непосредственной близости стоков городской набережной и на станции 1. В воды порта поступает девять ливнеотоков практически по всей береговой линии. Эту зону, по М.И.Киселевой (1987) можно

относительно к α -сапробной, поскольку ее показателем служит массовое развитие полихеты *C. capitata capitata* > 10 тыс. экз./м² и нематод – 24 тыс. экз./м². На станции 5 средняя плотность донных животных была низка – 0.3 тыс. экз./м², биомасса ~ 2 г/м². Для грунтов этого района характерен ил с металлическим блеском, запахом нефти и мертвыми нефтяными. В илах старого порта, где располагается угольный комплекс, отмечен обедненный биоценоз *Nephtys* с биомассой от 1.3 до 3.3 г/м². Здесь грунт имел более твердую консистенцию с примесью угля (слабо сцементированные глинистые агрегаты), в котором, по-видимому, не могут жить многие представители донной фауны.

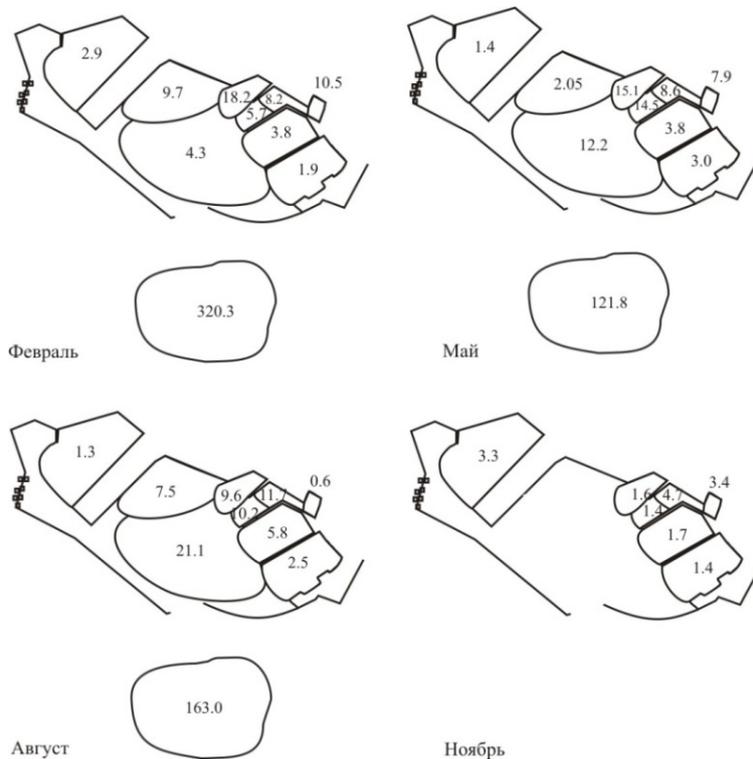


Рисунок 3.5.4 – Сезонное распределение биомассы зообентоса рыхлых грунтов (в г/м²) в Туапсинском порту 2009–2010 гг. (по: Селифонова, Часовников, 2013)

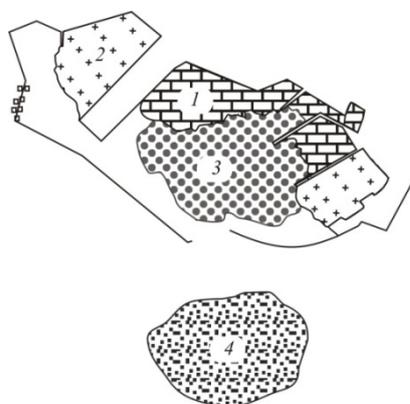


Рисунок 3.5.5 – Распределение донных сообществ в Туапсинском порту (по: Селифонова, Часовников, 2013)

1 – *Capitella*,
 2 – *Nephtys*,
 3 – *Heteromastus*,
 4 – *Chamelea*

Следовательно, в биотопе илов Туапсинского порта интенсивно развивалось сообщество видов «оппортунистов» или «R-стратегов». Полихеты способны к быстрому размножению и росту, обладают высокой генетической вариабельностью. Это дает им преимущества перед «K-стратегами» (относительно крупными и долгоживущими моллюсками, актиниями, ракообразными) в выживании и занятии освобождающихся экологических ниш при органическом обогащении и загрязнении нефтью выше критического уровня.

Максимальная биомасса зообентоса отмечена в открытой части – 121.7 г/м² (плотность 1.5 тыс. экз./м²). Здесь развивался комплекс организмов скалисто-песчаного биотопа, которому соответствует биоценоз *C. gallina*. В структуре биоценоза преобладали брюхоногие моллюски *Rapana venosa*, двустворчатые моллюски *Anadara inaequalis* (Bruguière), *Pitar rudis* (Poli), виды сем. *Cardiidae*, многощетинковые черви *Nephtys hombergii*, усоногие раки *Amphibalanus improvisus*, актинии *Actinotheroe clavata* (Linné), гаммариды, остракоды и др. виды. До 50% биомассы давал крупный брюхоногий моллюск *R. venosa*, который в этом районе может достигать значительной численности (Кучерук и др., 2002). Следует отметить, что в середине 1980-х гг. наряду с *C. gallina* высокая плотность и встречаемость была характерна для двустворчатых моллюсков *Lucinella divaricata* (Linnæus), *Gouldia minima* (Montagu) и *Pitar rudis* (Зайка и др., 1992). Следовательно, роль отдельных видов в создании обилия зообентоса заметно изменилась. Тем не менее, открытую часть по сравнению с акваторией порта можно считать относительно благополучной средой обитания зообентоса (с эдафическими условиями, приемлемыми для жизнедеятельности «K-стратегов»).

Наличие в осадках Туапсинского порта большого количества глинистых минералов, обладающих большой сорбционной активностью, способствует накоплению в них загрязняющих веществ, в частности НУ. Пробы грунтов в порту отбирали не в зонах береговых стоков, а на некотором удалении от них. Средние концентрации НУ в Туапсинском порту в 2009–2010 гг. составили 2.08–2.73 мг/г. Они в 42–55 раз превышали допустимые уровни концентрации и были в 1.3 раза выше наблюдаемых в Новороссийском порту в 2006–2007 гг. (1.38–2.35 мг/г). Максимальные концентрации НУ (14.8–16.3 мг/г) отмечены на полузамкнутой станции 1 (таблица 3.5.2). На станции 5 проводили регулярные дноуглубительные работы (выемка грунта). Здесь содержание НУ, несмотря на аварийный выброс НУ, было низким (1.8–3.5 мг/г). На станции 3 максимальная концентрация НУ, отмеченная за весь период исследования, достигала 9 мг/г. Сравнительный анализ основных количественных показателей сообществ зообентоса в зависимости от уровня аккумуляции НУ в грунтах показал, что на участках как с высоким, так и с низким содержанием НУ отмечалось слабое развитие донной фауны. Нами проанализирован характер изменения биомассы зообентоса по градиенту сульфидного обогащения верхнего слоя донных осадков порта в

феврале и ноябре 2009 г. В феврале содержание лабильных сульфидов варьировало от 220 до 940 мгS/дм³ сырого ила (рисунок 3.5.6).

Таблица 3.5.2 – Концентрация НУ в грунтах Туапсинского порта (по: Селифонова, Часовников, 2013)

Номер станции	Концентрация нефтяных углеводородов, мг/г, по годам и месяцам измерения							
	2009 г.				2010 г.			
	II	V	VIII	XI	II	V	VIII	XI
1	4.8772	16.323	8.214	5.385	9.362	15.481	14.80	9.422
2	1.1104	1.131	0.967	0.407	2.191	0.722	5.442	1.522
3	0.7248	0.899	1.542	0.449	9.182	1.476	1.031	1.322
4	0.9998	0.659	0.798	0.228	1.079	1.010	1.263	1.075
5	3.7070	1.885	3.580	0.789	1.406	2.207	1.182	1.561
6	1.7170	0.796	1.803	0.467	1.650	0.520	1.456	1.021
7	1.0297	0.802	–	0.169	0.460	0.403	0.734	0.494
8	0.7608	2.693	2.036	–	1.213	0.741	1.435	2.133
9	0.2516	0.663	1.405	–	0.493	1.448	0.621	1.164
10	–	0.142	–	–	0.063	–	0.430	–

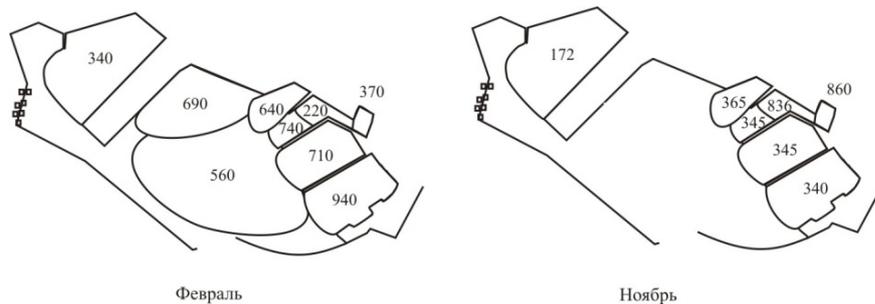


Рисунок 3.5.6 – Содержание лабильных сульфидов в донных осадках Туапсинского порта (в мгS/дм³ сырого ила) в 2009 г. (по: Селифонова, Часовников, 2013)

Их высокие концентрации (640–940 мгS/дм³) зарегистрированы на станциях, подверженных прямому органическому загрязнению. Максимальный уровень был характерен для илов станции 5, где отмечена самая низкая биомасса зообентоса – 1.9 г/м². В ноябре содержание сульфидов колебалось от 172 до 860 мгS/дм³ сырого ила в зависимости от близости к источникам загрязнений, поступающих с береговыми стоками. Максимальная концентрация сульфидов – 835–860 мгS/дм³ отмечена на станции 1 и прилегающей к ней району. Летом и осенью здесь наблюдали самый низкий уровень биомассы зообентоса за весь период исследования (0.4–0.6 г/м²). Вне зон прямого воздействия стоков содержание сульфидов зависело от характера осадка и на большей площади порта не превышало 345–365 мгS/дм³. В грунтах старого порта содержание сульфидов было в пределах нормы для осадков шельфа – 172 мг S/дм³.

Результаты данного исследования позволяют заключить, что обогащение портовых вод ОВ способствует созданию таких эдафических условий и кислородного режима в донных биотопах, которые неприемлемы для жизнедеятельности большинства форм зообентоса. Аккумуляция лабильных сульфидов в донных осадках – одна из причин деградации зообентоса (обеднение видового состава и обилия), что согласуется с полученными ранее результатами (Сорокин, Закускина, 2006, 2008; Сорокин, Буркацкий, 2007). Отсутствие в составе донной фауны фильтраторов при доминировании многощетинковых червей и нематод вызывает снижение самоочистительной способности портовой экосистемы и, как следствие, потере качества воды. Значительная часть потока энергии в такой экосистеме расходуется на образование лабильных сульфидов (Сорокин, 2002), что усугубляет экологическую обстановку в зонах загрязнения.

Глава 4. ИССЛЕДОВАНИЕ БАЛЛАСТНЫХ ВОД КОММЕРЧЕСКИХ СУДОВ И МОНИТОРИНГ БИОИНВАЗИЙ В ЗАЛИВАХ И БУХТАХ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ

В последние годы основным источником морских антропогенных инвазий является перевозка чужеродных организмов в судовых балластных водах (Звягинцев, Селифонова, 2010; Селифонова, 2012в). Голопланктонные животные, а также личинки донных беспозвоночных имеют при этом наибольшие шансы для расселения, так как с балластными водами перемещаются не отдельные особи, а целые сообщества, можно даже утверждать – экосистемы (Timofeev, Selifonova, 2005). С судовыми балластными водами ежегодно переносится от 4 до 7 тыс. видов водных организмов (IMO Bulletin ..., 1998). В среднем каждые девять недель в каком-нибудь уголке Мирового океана происходит вселение морского организма в новую для него среду обитания. Таким образом, каждое судно, перевозящее и сливающее балластные воды, может рассматриваться как источник потенциальной опасности. Процесс инвазий чужеродных видов в силу своей непредсказуемости получил красноречивое название «экологическая рулетка» (Carlton, Geller, 1993). Антропогенный перенос морских организмов в новые для них условия окружающей среды в составе судового балласта, на внешней обшивке либо иными путями признан Глобальным экологическим фондом (ГЭФ) наиболее серьезной угрозой Мировому океану, наряду с загрязнением морской среды, подрывом и разрушением морских ресурсов.

Проблема интродукции видов входит в число важнейших экологических проблем современности. Последствия биоинвазий по своим масштабам и экономическому ущербу могут быть сопоставимы с результатами военных конфликтов и международного терроризма (Звягинцев, Гук, 2006). Показательным примером разрушительного воздействия видов-интродуцентов на морские экосистемы является проникновение и натурализация гребневика *Mnemiopsis leidyi* из вод Северо-Западной Атлантики в Азово-Черноморский и Каспийский бассейны в конце прошлого столетия (Виноградов и др., 1989; Виноградов и др., 1992; Aquatic ..., 2004). При достижении пика плотности мнемииопсис нанес колоссальный ущерб рыболовству, который исчислялся в Черном море 240 млн долларов США в год, в Азовском – 30–40 млн долларов США. Вспышка численности хищника привела к прекращению промысла анчоуса и кильки, подорвала кормовую базу осетровых рыб.

В 1999 году при содействии Международной морской организации (ИМО), ГЭФ и Программы развития ООН была учреждена Международная научно-практическая программа «Снятие барьеров на пути эффективной реализации мер по контролю водяного балласта судов и управлению им в развивающихся странах» (программа «ГлоБалласт»). Одной из основных

задач этой программы, реализуемой в шести демонстрационных центрах (в Бразилии, Индии, Иране, Китае, Украине, Южной Африке), является оценка рисков биологических инвазий с балластными водами судов. В России аналогичные демонстрационные центры программы «ГлоБалласт» отсутствуют, хотя беспрецедентное увеличение судовой активности и наличие огромного числа международных портов предполагает неконтролируемый поток чужеродных видов с судовыми балластными водами. Это послужило основанием для создания в 2004 г. при администрации Новороссийского морского порта Мурманским морским биологическим институтом Кольского научного центра РАН лаборатории морской биологии по контролю водяного балласта коммерческих судов, а в 2008 г. при Институте биологии моря ДВО РАН консультационно-информационного центра мониторинга морских биоинвазий и судовых балластных вод.

Следует отметить, что проблема биологических инвазий с водным транспортом как источника экологической опасности водных ресурсов в России стала интенсивно разрабатываться и обсуждаться сравнительно недавно (Звягинцев, Гук, 2006; Звягинцев, Селифонова, 2008, 2010; Радашевский и др., 2008; Звягинцев и др., 2009а, 2009б; Четырбоцкий и др., 2010). Важный шаг, сделанный в этом направлении, – проведение регулярных исследований судовых балластных вод и их контроль в Новороссийском порту (Матишов, Селифонова, 2006, 2008; Селифонова, 2009б, 2010б, 2011в). Новороссийский порт – крупнейший транспортный узел на юге России, воды которого подвержены высокой степени риска биологического загрязнения водным транспортом. Его пропускная способность свыше 5 тыс. судов и 100 млн т груза в год (80% – нефть и нефтепродукты). При погрузочно-разгрузочных работах судами в Новороссийскую бухту и прилежащую акваторию п. Озерейка сбрасывается более 50 млн м³ изолированного водяного балласта. В 2004 году на нефтяных терминалах Новороссийского порта в балластных водах коммерческих судов были выполнены первые среди российских портов исследования среды и пелагической фауны. Мониторинг судовых балластных вод в Новороссийском порту Мурманским морским биологическим институтом КНЦ РАН проводили на протяжении 2004–2006 гг. и возобновили в 2009–2010 гг. при поддержке Государственного морского университета им. адмирала Ф.Ф.Ушакова. В результате ежемесячного мониторинга зоопланктона балластных вод (март 2004 – октябрь 2005 гг.) были сделаны первые шаги по планомерному изучению чужеродных видов и разработана временная методика контроля судовых балластных вод (Матишов, Селифонова, 2006, 2008). Метод включал исследование балластных вод (соленость, плотность, планктон) и мониторинг биоинвазий в Новороссийской бухте с последующей оценкой риска чужеродных видов. Выбранная методология наряду с ужесточением политики портовых властей (проверка судовой документации «Ballast water reporting form») привела к увеличению количества судов,

предпринявших меры по управлению водяным балластом. В 2004 г. балластные воды были полностью заменены на более чем 70% танкеров, а в 2005 г. количество таких судов достигло 90% (рисунок 4.1). Напомним, что замена балласта в Черном море является обязательной, если балласт был принят вне этого региона (Международная конвенция..., 2005).

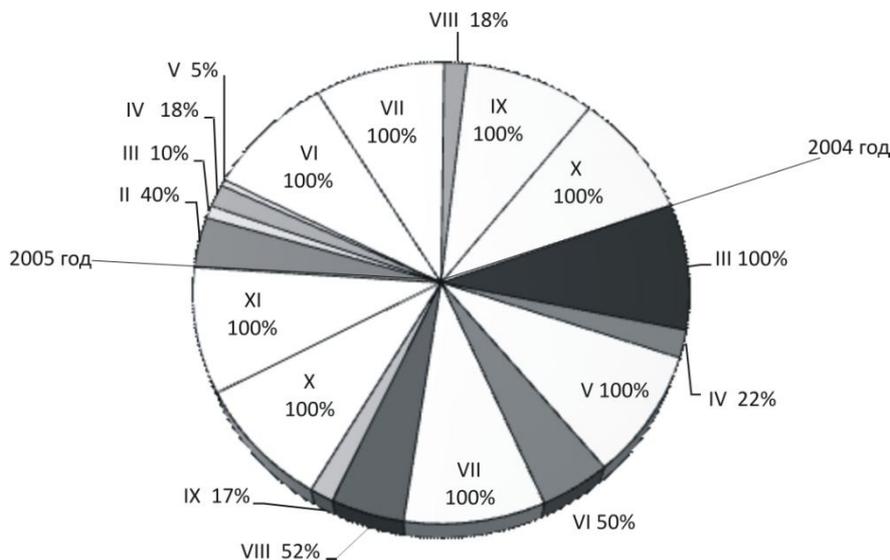


Рисунок 4.1 – Доля танкеров, прибывших в 2004–2005 гг. в Новороссийский порт для погрузки: без замены или с частичной заменой балластных вод (темно-серый цвет)

Оценки экологических рисков, возникающих в результате биоинвазий в морские прибрежные экосистемы северо-восточного шельфа Черного моря, методология исследований флоры и фауны балластных вод и разработка регионального плана действий по минимизации биологического загрязнения морской среды судовыми балластными водами – первый этап работ, проводимых научными учреждениями в Новороссийском порту. Опираясь на результаты этих исследований отдел экологического контроля администрации морского порта в 2009 г. внедрил план управления судовыми балластными водами в Новороссийском порту, основные положения которого сводятся к следующему:

- разработка и согласование с Комиссией защите Черного моря от загрязнения региональной стратегии управления балластными водами; утверждение района замены балластных вод для судов, направляющихся в Новороссийский порт; издание в «Сборнике обязательных распоряжений по морскому порту Новороссийск с приписными портопунктами Анапа и Геленджик» требований по условиям сброса балластных вод в Новороссийскую бухту и акваторию п. Южная Озерейка;

- в акт экологического инспектирования судов в Новороссийском порту внесены графы, отражающие требования в объеме МЕРС.50 (31) ИМО – проверка судовой документации и деклараций о замене балластных вод («Ballast water reporting form»); назначены лица, ответственные за результаты контроля; судовые компании извещены о проводимых мерах контроля и применяемых санкциях к нарушителям (рисунок 4.2).

– в акватории Новороссийского порта и на подходах к нему внедрение мер гидробиологического контроля загрязнения морской среды водным транспортом (Селифонова, 2010б); экспресс-анализ судовых балластных вод по показателям плотности и солености, отбор гидробиологических проб; оценка риска морских биоинвазий по совместимости биологического разнообразия и экологических условий порта-реципиента и порта-донора; выявление потенциально опасного вида-интродуцента; мониторинг биоразнообразия акваторий крупных портовых и курортных городов: Новороссийска, Туапсе, Анапы, Геленджика.

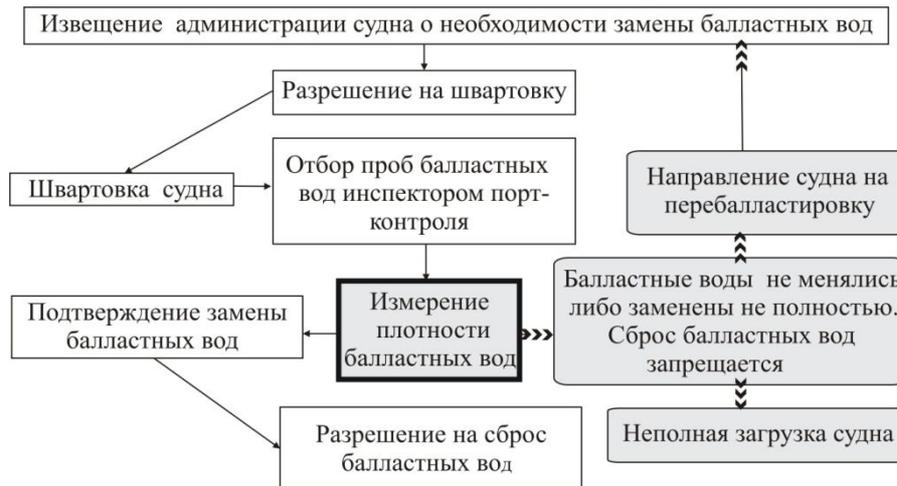


Рисунок 4.2 – Схема контроля судовых балластных вод АМП Новороссийск

Согласно требованиям администрации морского порта замена балластных вод на судах, следующих в Новороссийский порт, осуществляется последовательным способом или методом прокачки. На танкерах применяется способ трехкратной прямоточной прокачки водяного балласта на ходу судна, что позволяет достигнуть 95% его замены. Начало операции приходится на выход судов из пролива Босфор за изобату 200 м. Время, необходимое для завершения цикла работ, определяется производительностью водоотливных насосов и скоростью движения судна. Ход операции документируется и предъявляется портовым властям в форме «Ballast water reporting form». Замена балласта в Черном море производится над глубинами 1.5–2.0 км. Местоположение замены балластных вод, направляющихся под погрузку в Новороссийский порт, выбрано в соответствии с Региональным планом по контролю и управлению водяным балластом, разработанным причерноморскими странами (Материалы..., 2001), Руководством по назначению районов замены балластных вод (МЕРС.151 (55) 2006 г.) и одобрено Комиссией по защите Черного моря от загрязнения (рисунок 4.3).

Сброс водяного балласта производится непосредственно за борт во время грузовых операций через дренажную систему судов. Основным источником сброса водяного балласта являются танкеры и навалочные суда, приходящие под погрузку нефти, металла, зерна, минеральных удобрений.

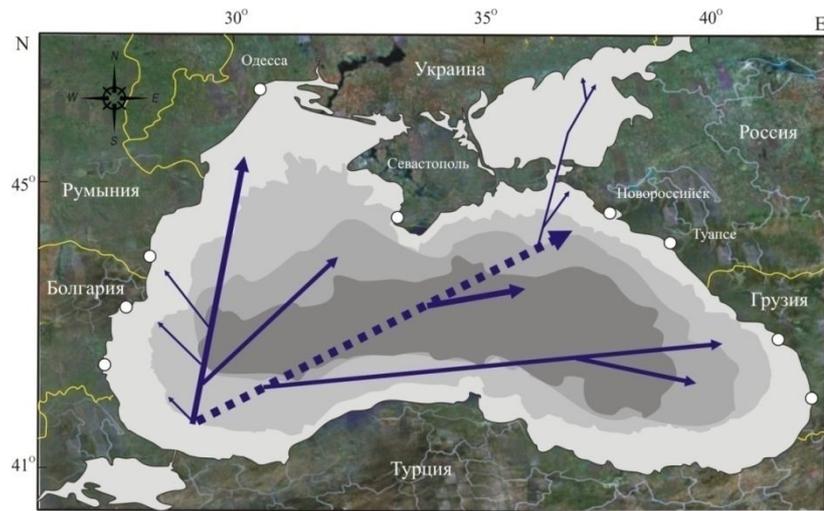


Рисунок 4.3 – Основные судоходные пути в Черном море. Пунктирной линией обозначен район замены балластных вод для судов, направляющихся в Новороссийский порт

Суда-контейнеровозы имеют загрузку в оба конца и источником биологического загрязнения не являются. Приемных устройств биологической очистки балластных вод в Новороссийском порту не предусмотрено. Приемные устройства для нефтесодержащих балластных вод мощностью до 100 тыс. м³/сут. имеются в нефтегавани «Шесхарис», но они частично демонтированы и с 1995 г. бездействуют.

Основные места сброса водяного балласта (рисунок 4.4):

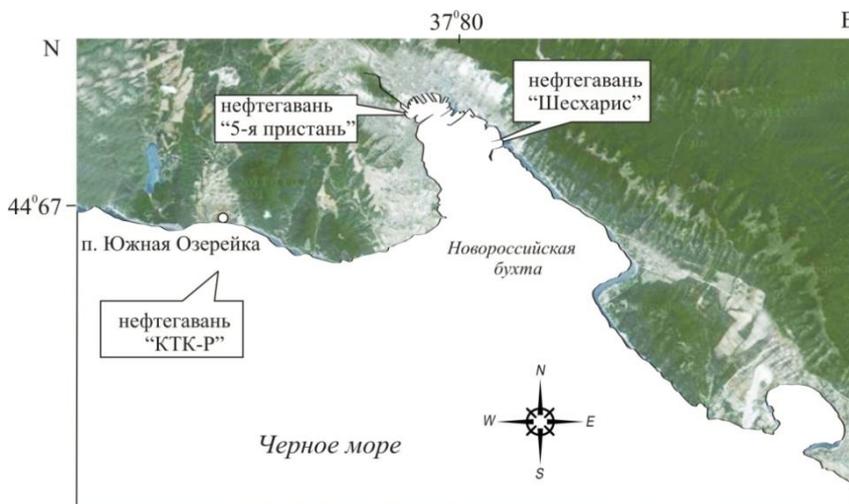


Рисунок 4.4 – Местоположение районов сброса балластных вод в Новороссийском порту

- 1) нефтетерминал «КТК-Р» в районе п. Южная Озерейка (два выносных причальных сооружения в 4 и 5 км от береговой линии);
- 2) нефтетерминал «Шесхарис» в восточной части Новороссийской бухты (причалы 1–8);
- 3) нефтетерминал «5-я пристань» (причалы 26–27 в акватории порта).

Контроль плотности и солености балластных вод на танкерах выполняется до начала грузовых операций в рамках требований Руководства по отбору проб балластных вод (Р-2) МЕРС 58/23. Для обоснования разрешения на сброс водяного балласта в спорных случаях производится гидробиологический анализ.

Следует отметить, что на сегодняшний день инициативные работы по изучению гидробионтов в судовых балластных водах проводятся только в портах Новороссийска и Владивостока, обязательный гидрохимический контроль балластных вод танкеров и вод Финского залива – в нефтегавани Приморска. Однако применение для оценки биологического загрязнения балластными водами порта-реципиента только лишь гидрохимических методов, таких как соленость и плотность сопровождается большой неточностью, поскольку эти показатели в приустьевых акваториях Мирового океана (без замены балласта), а также при разбавлении (неполной замене балласта в открытом море) в большинстве случаев могут соответствовать характеристикам черноморских вод.

Исследование балластных вод в Новороссийском порту. Результаты исследования пелагической фауны балластных вод танкеров, прибывших под погрузку нефтепродуктами в Новороссийский порт на нефтегавань «Шесхарис» и «5-я пристань» в марте-апреле 2004 г., представлены в таблице 1, приложение 2. В составе зоопланктона идентифицирована 31 таксономическая форма голопланктона и 15 меропланктона (Селифонова, 2009б). В балластных водах танкеров «Adriatiki», «Fedor» и «Prosky» обнаружены несвойственные Черному морю организмы (всего 19 таксономических форм), в том числе веслоногие раки *Calanopia elliptica* (Dana), *Clausocalanus arcuicornis* (Dana), *Urocorycaeus furcifer* Claus, *Ctenocalanus vanus* Giebr., *Oithona decipiens*, *O. davisae* Ferrari and Orsi, *Oncaea mediterranea* (Claus), *O. media* Giesbr., *Paracalanus nanus* Sars и *Temora longicornis* (Müller). Численность зоопланктона колебалась от 1.3 до 60 тыс. экз./м³. Наибольшее количество зоопланктона обнаружено в балластных водах танкера «Prosky», причем 74% составляли копеподы семейства Acartiidae. Среди них преобладали виды нечерноморского происхождения. В пробе отмечена высокая численность *Oithona nana* Giesbr. (10 тыс. экз./м³), доминировавшей среди копепод в Черном море до середины 1980-х гг. При такой высокой численности рачка в балластных водах он имеет достаточные шансы выжить в новых условиях водоема-реципиента. Во время вспышки численности хищного гребневика-вселенца *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz численность *O. nana* резко сократилась, и в настоящее время ее находки в этом водоеме редки (Ковалев, 2007; Селифонова, Шмелева, 2007). Среди меропланктона в балластных водах преобладали личинки нечерноморских полихет (3.5 тыс. экз./м³) и двустворчатых моллюсков (1 тыс. экз./м³), главным образом, виды родов *Microspio* и *Pygospio* с необычной морфологией, а также голопланктонные полихеты и личинки двустворчатых моллюсков из семейства Cardiidae. Известно, что в таком

количестве меропланктон регистрируется в наиболее загрязненных прибрежных участках морей (Selifonova, 2006б). В балластных водах танкера «Adriatiki» найдены представители тепловодного голопланктона *Penilia avirostris* Dana, *Centropages kroyeri* Giesbr. и *C. ponticus* Karav., нехарактерные для исследованного времени года. Подавляющую часть фауны, обнаруженной в балластных водах судна «Fedor», составляли коловратки рода *Synchaeta* (4.4 тыс. экз./м³) и копеподы семейства *Acartiidae* (2.7 тыс. экз./м³). В популяционной структуре акарции наряду с половозрелыми особями отмечены копеподитные и науплиальные стадии. Черноморский неритический планктон (инфузории тинтиниды, коловратки синхеты, меропланктон и мелкие каляниды *Acartia clausi* Giesbr. и гарпактикоидные копеподы *Harpacticoida*) в заметном количестве присутствовал в балластных водах танкеров «Sea Falcon II» и «Aegean Pride», один из которых следовал из болгарского порта. Следовательно, наши данные подтверждают, что в большинстве случаев забор воды в балластные танки судов производился в соответствующих портовых районах.

Соленость воды в балластных цистернах танкеров колебалась от 17.7 до 25.9‰ (таблица 4.1). Соленость воды в Черном море составляет 17–18‰, в Средиземном – 30–35‰ (Сорокин, 1982; Суховой, 1986). Таким образом, лишь на двух танкерах – «Aegean Pride» и «Sea Falcon II» – соленость балластных вод соответствовала таковой черноморской воды (17.74–18.19‰). Из этого следует, что экипажи коммерческих судов нарушали Международную конвенцию и фальсифицировали записи о замене водяного балласта в судовых журналах (Международная конвенция..., 2005).

Таблица 4.1 – Некоторые параметры водяного балласта, ввезенного в Новороссийский порт в 2004–2010 гг.

Название танкера	Дата отбора	Тем-ра, °С	Соленость, ‰	Объем, тыс. м ³	Страна, порт-донор
Adriatiki	04.03.04	7.0	25.91	7.3	Греция, Агио-Теодори
Fedor	11.03.04	7.0	22.47	27.0	Италия, Триест
Aegean Pride	16.04.04	10.0	18.19	36.5	Франция, Фос-сюр-Мер
Sea Falcon II	23.04.04	11.0	17.74	27.3	Болгария, Бургас
Prosky	27.04.04	11.0	23.00	18.6	Греция, Салоники
Baltic Sea	16.05.06	16.4	27.02	–	Италия, Триест
Los Roques	18.05.06	18.5	28.35	–	Италия, Аугуста
Baltic commadore	25.06.06	23.9	22.78	–	Франция, Лавера
Super Lady	28.10.09	19.7	20.05	–	Нидерланды, Амстердам
Pelagos	20.04.10	10.9	20.03	–	Марокко, Мохаммедия

В 2004–2005 гг. в балластных водах были обнаружены несвойственные Черному морю жизнеспособные организмы голо- и меропланктона. Большой интерес представляет находка личинок эвфаузиевых раков на стадиях калиптопис-II и фурцилия-I (рисунок 4.5). Эвфаузииды – стенобионтные организмы, чрезвычайно требовательные к условиям обитания, что делает

практически невозможным их содержание в искусственных условиях (Timofeev, Selifonova, 2005). Балластные цистерны танкера «Huntestern» были заполнены водой в порту Лимасол (Кипр) 24 сентября 2004 г., в пути судно находилось 5 сут.

Обнаружение живых личинок эвфаузиид в балластных водах этого судна свидетельствует об их способности в течение достаточно длительного времени выживать в судовых цистернах. Причем организмы находятся в привычной среде не только во время транспортировки, но и после сброса балластных вод в водоем-реципиент, поскольку водные массы какое-то время сохраняют свои характеристики (Timofeev, Selifonova, 2005).



Рисунок 4.5 – Личинка эвфаузииевого рака на стадии фурцилии из балластных вод танкера «Huntestern».

В 2006 и 2009–2010 гг. в «живых» пробах балластных вод выявлено большое количество планктонных инфузорий (таблица 2, приложение 2). Их численность находилась в пределах 17.6–116 млн экз./м³. Подавляющая часть протистофауны была представлена алорикатными формами: разнообразными стромбидиумами и *Mesodinium rubrum* (Lohm.). Максимальное количество инфузорий отмечено на танкере «Super Lady», прибывшем под погрузку нефтепродуктами в

Новороссийский порт из порта Амстердам в октябре 2009 г. (Selifonova, 2010б). Численность неидентифицированных стромбидиумов в водах этого танкера достигала 65 млн экз./м³, *M. rubrum* – 27 млн экз./м³, *Strombidium conicum* (Lohmann) Wulff – 13 млн экз./м³, *Tiarina fusus* Clap. et Lachm. – 5.4 млн экз./м³, *Tontonia* sp. – 6 млн экз./м³. Общая численность инфузорий приближалась к уровню высокоэвтрофных вод – 116.4 млн экз./м³, что свидетельствует о значительном антропогенном загрязнении вод порта-донора и определяет характер экологического риска при биоинвазии данных организмов в прибрежную зону кавказского шельфа. Возможно ресничные простейшие развиваются в большом количестве в резервуаре балластного танка, существуя в условиях постоянно меняющихся факторов среды. Между тем, в литературе сведения об инфузориях в составе судовых балластных вод ограничиваются главным образом исследованиями раковинных инфузорий (тинтинид) (Pierce et al., 1997). Считается, что сильное механическое воздействие (слив воды под давлением) может вызывать разрушение «голых» инфузорий (Современные методы..., 1983). Полученные предварительные данные свидетельствуют о способности этих чрезвычайно хрупких организмов выживать в балластных водах. Особую тревогу вызывает перенесение с балластными водами потенциально токсичных видов инфузорий, таких как *M. rubrum*, вызывающих вредоносное «цветение» воды – «красные приливы». При попадании огромных количеств таких организмов в среду обитания

с оптимальными условиями существования может произойти «экологический взрыв» численности, что в конечном итоге приведет к ущербу прибрежной морской экосистеме, аквакультуре и рыбному хозяйству (Селифонова, 2010б). «Красные приливы» с биомассой *M. rubrum* до 100–200 г/м³ имели место в середине 1980-х гг. в северо-западной и западной части Черного моря в период гиперэвтрофикации (Sorokin, 2002). На танкере «Super Lady» выявлено 15 таксономических форм тинтиннид, среди которых семь чужеродных – *Tintinnopsis fimbriata* Meun, *Tintinnopsis* sp., *Codonella* sp., *Eutintinnus lususundae* Entz., *Salpingella* sp., *Schmidingerella serrata* (Möbius, 1887) Agatha & Strüder-Kypke, 2012, *Favela* sp. Их общая численность составляла 38.7 тыс. экз./м³ ($\leq 0.03\%$ всего обилия инфузорий).

Численность голопланктона в балластных водах колебалась от 0.9 до 42.2 тыс. экз./м³. Фауна веслоногих чужеродных раков в балластных водах была представлена разнообразно – 21 таксономическая форма планктонных и несколько придонных гарпактикоидных копепод, что обусловлено особенностями районов забора морских вод. Многие из обнаруженных видов, в том числе *Urocorycaeus furcifer* Claus, *Euterpina acutifrons* (Dana), *Microsetella rosea* (Dana), по зоогеографическим характеристикам – обитатели эугалинных вод. Соленость исследуемых балластных вод находилась в пределах 20.03–28.35‰. Наибольшее количество чужеродных видов отмечено на танкере «Super Lady» (12 таксономических форм) и «Los Roques» (11). На танкере «Super Lady» помимо веслоногих раков *Acartia (Acanthacartia) bifilosa* (Giesbr.), *Clausocalanus arcuicornis*, *Centropages kroyeri*, *Ctenocalanus vanus*, *Microcalanus rugmaeus* (Sars.) и др. отмечены неритические циклопоидные копеподы *Oithona davisae* и коловратки *Synchaeta neapolitana* Rousselet, *Synchaeta* sp. Мы полагаем, что экипаж судна производил дозабор балластных вод по ходу следования, поскольку в отобранном материале были найдены виды фитопланктона и зоопланктона, широко распространенные в северной умеренной широте Атлантического океана, Северном, Средиземном и Черном морях (Ясакова, 2010а; Selifonova, 2010).

Наиболее эффективным механизмом интродукции донных беспозвоночных считается проникновение их личинок с балластными водами (Звягинцев и др., 2009б). Численность меропланктона (личинок полихет, усоногих раков и моллюсков) в пробах балластных вод варьировала в пределах 0.2– 5.5 тыс. экз./м³. Часто встречались личинки многощетинковых червей *Polydora cornuta* Bosc и усоногих раков *Amphibalanus improvisus* Darwin. Отметим, что *P. cornuta* недавно обнаружен в донных осадках северо-западной части Черного моря (Radashevsky, 2005), Крыма (Болтачева, Лисицкая, 2007) и Северного Кавказа (Селифонова, 2011б). Личинки полихет имеют наибольшие шансы для расселения, перемещаясь с балластными водами, осадками и в обрастании коммерческих судов. Этим объясняется интенсивное распространение видов сем. Spionidae в новые районы южных внутренних морей

Евразии. Личинки *P. cornuta* найдены главным образом в балластных водах, поступающих из Средиземного моря (побережье Франции, Греции) и Атлантического океана (Марокко). Их наибольшее обилие отмечено на танкере «Prosky» – 0.2 тыс. экз./м³.

Особо следует отметить находку личинки тихоокеанской гигантской устрицы *Crassostrea gigas* (Thunberg) в балластных водах танкера «Los Roques», прибывшего из



Рисунок 4.6 – Личинка двустворчатого моллюска *Crassostrea gigas* из балластных вод танкера «Los Roques»

итальянского порта Аугуста (о. Сицилия) (рисунок 4.6). На побережье Франции и в Венецианские лагуны гигантская устрица была завезена в 1960-х гг. в целях аквакультуры. В последствие вид широко распространился по северной части Средиземного

моря и атлантическому побережью Европы (Streftaris, Zenetos, 2006). В Черное море *C. gigas* была случайно завезена с обрастанием судов в начале XX столетия. В

1980-е гг. вид преднамеренно вселяли для куль-

тивирования в прибрежные воды Северного Кавказа (м. Большой Утриш), затем в другие районы Черного моря – побережье Крыма, Джарылгачский залив, Керченский пролив (Монина, 1983). В настоящее время этот вид образует многочисленные поселения в лимане Донузлав, однако промыслового значения пока не имеет. Тихоокеанская устрица – эстуарный вид, обитающий в широком диапазоне солености и температуры, что позволяет считать данный моллюск потенциальным видом-интродуцентом в южные солоноватоводные моря, в том числе Азовское море.

На двух танкерах «Super Lady» и «Pelagos» был выполнен микробиологический анализ балластных вод методом эпифлуоресцентной микроскопии с применением флюорохрома акридинового оранжевого на черных ядерных фильтрах «Nucleopore». На первом танкере численность гетеротрофных бактерий при температуре поверхностных вод 19.7°C достигала 4.7 млн/мл, на втором (температура 10.9°C) – 7.5 млн/мл. По шкале градации основных параметров численности и активности черноморского бактериопланктона (Сорокин, 1996а) балластные воды соответствовали уровню эвтрофно-гиперэвтрофных вод, что свидетельствует о значительном бактериальном загрязнении вод, поступающих из портов-доноров. В составе микрофлоры преобладали бактерии в микроколониях и на частицах детрита, одиночные клетки занимали ≤ 15–28% общей численности бактерий. На танкере «Pelagos» цепочковидные, нитевидные формы бактерий и вибрионные клетки составляли до 32% численности, что может указывать на загрязнение балластных вод береговыми стоками. Благодаря относительно высокому количеству гетеротрофной микрофлоры и развитию необычных для нормального бактериопланктона форм клеток балластная вода из порта Марокко может быть отнесена к

категории «грязная» и представлять реальную угрозу для экологической ситуации в Новороссийской бухте. Однако отсутствие более детального микробиологического анализа – выделение патогенной и условно-патогенной микрофлоры в образцах этой воды, пока не позволяет сделать однозначный вывод. В настоящее время многие исследователи в пробах из балластных вод отмечают высокую выживаемость санитарно-показательной микрофлоры, в частности: энтерококков, шигелл, холерного вибриона и др. (Ivanov, 2006; Drake et al., 2007; Бузалева и др., 2012). С учетом существенного изменения черноморского климата за последние годы (положительные аномалии температуры воды) наибольшую эпидемическую опасность могут представлять летние перевозки балластных вод. Вместе с тем, проблема оценки количества и степени патогенности микроорганизмов в балластных водах, сбрасываемых в воды портов причерноморских стран (России, Украины, Болгарии, Румынии и Турции) до сих пор остается нерешенной.

Мониторинг биоинвазий в прибрежных водах северо-восточного шельфа Черного моря. Сравнительный анализ балластных вод и биоразнообразия в Новороссийской бухте позволил выявить основные «группы риска» биоинвазий в северо-восточной части Черного моря. В первую очередь, это фитопланктон, раковинные инфузории, веслоногие раки и многощетинковые черви. Отметим, например, что танкер «Prosky» за один раз сбрасывает в бухту свыше 85 млн экземпляров меропланктона. Личинки нечерноморских полихет сем. Spionidae неоднократно встречались в балластных водах. Донное поселение *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin впервые обнаружено в Новороссийском порту в 2001 г. в эстуарии реки Цемес с плотностью 0.98 тыс. экз./м² (Мурина и др., 2008). В 2007 г. в этом же районе максимальное количество вида достигло 9 тыс. экз./м², в 2008 г. – 10 тыс. экз./м² (Селифонова, 2009б). Первоначально вид был идентифицирован (Мельник, Смоляр, 2002) как *Streblospio shrubsolii* (Buchanan), однако, оказалось, что по ряду морфологических признаков эти экземпляры существенно отличаются от уже известного в Черном море вида *S. shrubsolii* (Виноградов, Лосовская, 1968; Маринов, 1977) (рисунок 4.7). *S. gynobranchiata* из Новороссийского порта достигают в длину 8–10 мм, количество сегментов – 43–55, имеется 2 пары глаз. Крючковидные капюшонированные щетинки начинаются с 7-го сегмента, их количество в передних сегментах – 2–4, в задних – 6–7.



Рисунок 4.7 – Внешний вид полихеты *Streblospio gynobranchiata*

Крючковидные щетинки, помимо одного большого зубца, имеют 3–4 пары мелких зубчиков. Волосовидные щетинки имеются в невро- и

нотоподиях всех сегментов. Пигидий простой. У самок на сегментах средней части тела (19–30 сегменты) имеются выводковые структуры («brood structure»), похожие на жабры. От *S. shrubsolii* этот вид отличается тем, что крючковидные щетинки начинаются с 7-го, а не 8-го сегмента, от *S. shrubsolii* и *S. benecti* Webster, – наличием у самок своеобразных выводковых камер (Radashevsky, Pankova, 2006). В Мировом океане обитают четыре вида этого рода, из них в Черном море (в некоторых озерах на побережье Болгарии) ранее был отмечен только *S. shrubsolii*. Представители рода встречаются в широком диапазоне солености: поли- и мезо галинных водах, в том числе в устьях рек, но, как правило, доминируют в эвтрофированных и слабосоленых водах. *S. gynobranchiata* – вредный вселенец, детритофаг, населяющий верхние слои рыхлых грунтов. Часто используется как индикатор загрязнения. В Новороссийском порту биоценоз *S. gynobranchiata* приурочен к наиболее загрязненной эстуарной зоне реки Цемес. Эдафические условия и гидрохимический режим в данном биотопе могли оказаться благоприятными для адаптации личинок этого вида к новым условиям существования и образования донной материнской популяции.

В 2003 г. *S. gynobranchiata* зарегистрирован у берегов Турции в Эгейском море (Cinar et al., 2005), в 2004 г. популяция вида с высокой плотностью обнаружена в южной части Каспийского моря (Taheri et al., 2008) (рисунок 4.8).

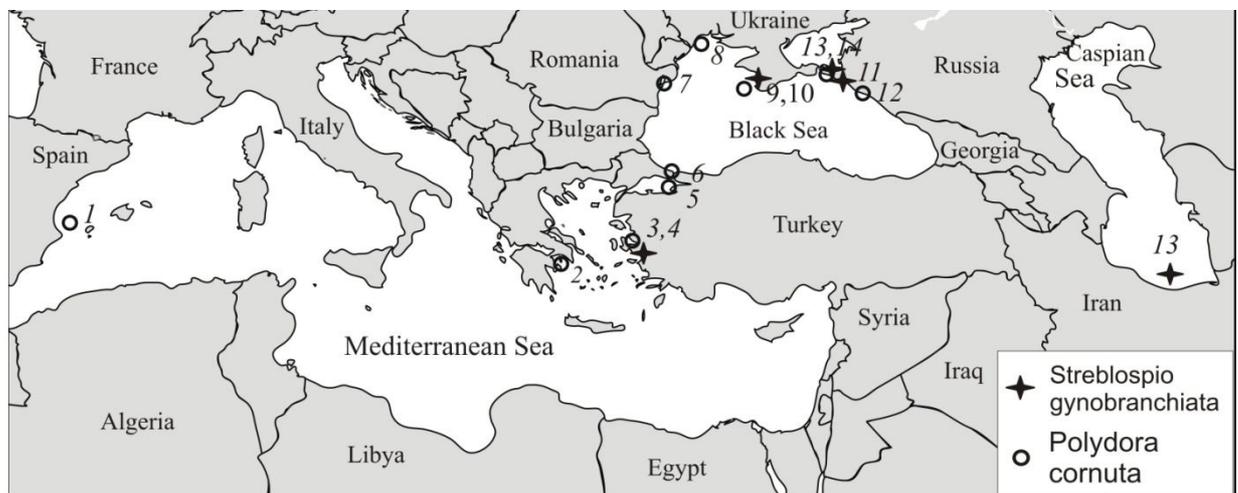


Рисунок 4.8 – Распространение многощетинковых червей сем. Spionidae в южных внутренних морях Евразии.

1 – Tena et al., 1991; 2 – Simboura et al., 2008; 3, 4 – Çinar et al., 2005; 5 – Dagli, Ergen, 2008; Karhan et al., 2008; 6 – Çinar et al., 2009; 7 – Radashevsky 2005; 8 – Лосовская, 1976; 9 – Болтачева, Лисицкая, 2007; 10 – Болтачева, 2008; 11 – Мурина и др., 2008, 12 – Селифонова, 2011в, 13 – Taheri et al., 2008, 14, 15 – Radashevsky, Selifonova, 2013

В 2007 г. вид отмечен Севастопольской бухте с максимальной численностью 1679 экз./м² при средних значениях – 259 экз./м² (Болтачева, 2008), в 2011 г. в лимане «Змеиное озеро» (Большой утриш) численность вида составляла 250 экз./м² (Radashevsky, Selifonova, 2013). Все

авторы связывают появление данной полихеты в Черном, Эгейском и Каспийском морях с переносом с балластными водами, т.к. виду присуще развитие с планктотрофной личинкой.

В августе 2009 г. в грунтах Туапсинского порта впервые отмечен многощетинковый червь *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Селифонова, 2011б). Его максимальная численность достигала 103 экз./м² при средних значениях – 14.2 экз./м². Вид обнаружен в черных и темно-серых илах с запахом сероводорода, прилегающих к береговым стокам, и в котловане портофлота, где располагался биоценоз полихеты *Capitella capitata capitata* (Fabricius). Найденные экземпляры *P. cornuta* имели размеры – 4.5–6 мм. В отличие от других видов полидору на специализированных щетинках V-сегмента отмечен хорошо выраженный крупный латеральный зуб и тонкий субтерминальный гребень, расположенный над зубом. Сопутствующие щетинки V сегмента плотно прилегали к выпуклой стороне специализированных щетинок и имели распушенный и как бы разделенный на две части веникообразный кончик. Карункул снабжен хорошо заметной затылочной папиллой. Данный вид, прежде считавшийся старшим синонимом *P. ligni* Webster, 1879 (Radashevsky, 2005), широко распространен у берегов Северной и Южной Америки, Австралии, Европы и Азии, указан в списке видов-интродуцентов Средиземного моря (Tena et al., 1991; Cinar et al., 2005; 2009; Dağlı, Ergen, 2008; Karhan et al., 2008; Simboura et al., 2008). В 1997 году его обнаружили в прибрежных водах Румынии (Radashevsky, 2005), в 2005 г. – в южной части Крымского побережья (Болтачева, Лисицкая, 2007), в 2011 году – в лимане «Змеиное озеро» (Radashevsky, Selifonova, 2013). Возможно также, что этот вид полидору давно проник в Черное море, поскольку доминирует в составе меропланктона Балаклавской бухты. В 1962 г. для северо-западной части Черного моря Г.В. Лосовская (1976) указала полидору *P. limicola* Annenkova, 1934, строящую трубки и обитающую на рыхлых грунтах. Позднее М.И. Киселева (2004) на основании отсутствия четких морфологических различий между *P. limicola* и *P. ciliata* (Johnston, 1838) посчитала, что в Черном море существует только один вид – *P. ciliata* с двумя экологическими формами. Однако *P. cornuta* имеет существенные морфологические и экологические отличия от данной полихеты. *P. ciliata* – полихета-перфоратор, а *P. cornuta* обитает в илстых трубках на рыхлых грунтах, на поверхности камней и гидротехнических сооружений. В наиболее эвтрофных участках портовых вод *P. cornuta* способна давать высокую численность, поэтому ее относят к индикаторам органического загрязнения. Ее личинки ведут пелагический образ жизни и могли попасть в новые районы южных внутренних морей Евразии вместе с балластной водой какого-либо коммерческого судна.

С точки зрения вселения новых видов наиболее уязвимы для Черного моря приустьевые акватории и речные дельты (Александров, 2004). Под воздействием загрязнения здесь снижаются биоразнообразие экосистемы и ее устойчивость, появляются новые экологические

ниши, которые заполняются вселенцами. Наиболее вероятен риск вселения в Новороссийскую бухту видов из средиземноморья, откуда поступает 62% балластных вод (рисунок 4.9).

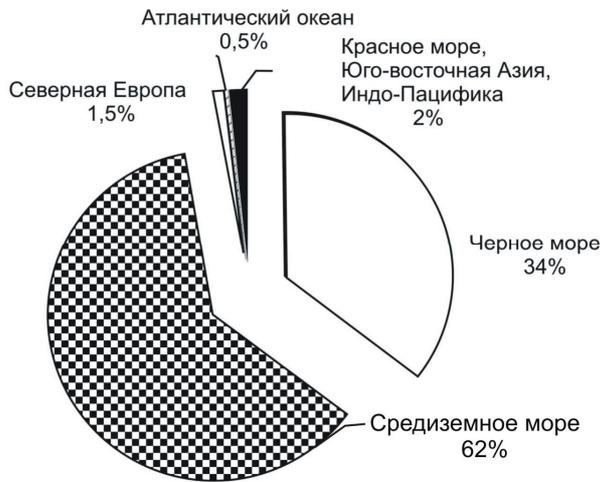


Рисунок 4.9 – Происхождение балластных вод, сброшенных судами в Новороссийском порту (2004–2005 гг.)

В Новороссийском порту первая вспышка численности *O. davisae* зарегистрирована в 2003 г. (Селифонова, 2009а). К сожалению, сведения об обилии и размерно-половой структуре вида отсутствуют. В 2004 г. в Новороссийском порту автором в летний и осенний сезоны найдено всего несколько половозрелых экземпляров *O. davisae*. В октябре 2005 г. численность вида увеличилась до 1.6 тыс. экз./м³, а в октябре и ноябре 2006 г. она достигала 0.5 и 1.4 тыс. экз./м³ соответственно. Длина самок *O. davisae* составляла 0.5–0.6 мм, самцов – 0.45 мм. Половая структура популяции рачка в эти годы различалась. В октябре 2005 г. в популяции преобладали самки, из них 50% имели яйцевые мешки; в октябре-ноябре 2006 г. 80–90% популяции составляли неяйценозные самки и копеподиты старших возрастов; самцы и самки с яйцевыми мешками встречались в небольшом количестве (рисунок 4.10). В 2005 и 2006 гг. численность *O. davisae* увеличивалась к концу осени, в феврале–мае этот вид в пробах не встречался. В 2007–2008 гг. количество рачков оказалось неожиданно низким (даже в пик развития популяции обнаружено всего несколько половозрелых экземпляров).

В Туапсинском порту *O. davisae* обнаружена в мае 2004 г. (8 экз./м³). В октябре 2005 г. ее численность возросла до 840 экз./м³, в сентябре 2006 г. – до 1060 экз./м³. Районы максимального обилия рачков были приурочены к местам сброса балластных вод. Их наибольшая плотность наблюдалась в пробах у нефтяного терминала. В районе ворот порта рачки встречались либо единично, либо отсутствовали.

Наглядным примером биологической инвазии могут служить периодические осенние вспышки развития в прибрежных водах северо-восточного шельфа новых для фауны Черного моря веслоногих раков *Oithona davisae* Ferrari and Orsi – обитателей Восточной Азии, побережья Калифорнии, Чили и Средиземного моря (Temnykh, Nishida, 2012).

В Новороссийском порту первая вспышка численности *O. davisae* зарегистрирована в 2003 г. (Селифонова,

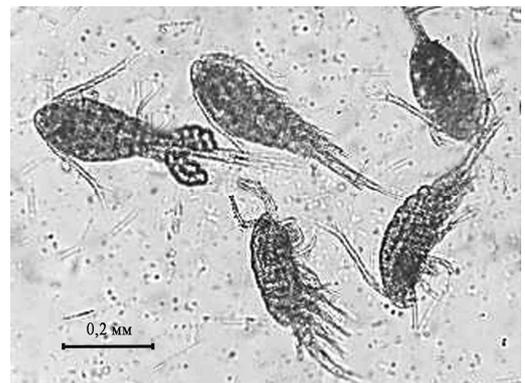


Рисунок 4.10 – *Oithona davisae* из проб, отобранных в Новороссийской бухте

Размерно-половая структура популяции и динамика ее развития достаточно хорошо совпадали с таковыми в Новороссийском порту. В Геленджикской бухте, где портовый комплекс развит слабо, за период наблюдений отмечено лишь несколько экземпляров *O. davisae* (сентябрь 2005 г.). В Анапской бухте вид не был обнаружен.

Характер динамики развития популяции, доминирование копеподитов старших возрастов и самок с заметно развитыми яичниками позволяют предполагать, что в портах *O. davisae* образует временную популяцию, способную к размножению. По мнению К.В.Беклемишева (1969), временные или периодически возникающие зависимые популяции состоят из особей, которые проникают из независимых популяций вида в такие биотопы, где благоприятные для вида условия существуют с перерывами, по окончании благоприятного периода особи погибают. В Новороссийской бухте распространение *O. davisae* ограничивалось местами сброса балластных вод (порт и нефтегавань "Шесхарис"), что подтверждает аллохтонное происхождение вида. Литературные сведения (Gubanova, Altukhov, 2007) и наши данные свидетельствуют об увеличении численности *O. davisae* в осенний период в портах Севастополя, Новороссийска и Туапсе, что говорит о его способности выживать в течение достаточно длительного времени в водах портов. В свою очередь, это позволяет предполагать, что данный вид может образовать независимую популяцию в черноморских водах.

В октябре 2009 г. *O. davisae* была обнаружена в балластных водах танкера «Super Lady», прибывшего под погрузку нефтепродуктами в Новороссийский порт из порта Амстердам (Selifonova, 2011a). Ее численность составляла 4.6 тыс. экз./м³. В популяции преобладали копеподиты и самки (20% самок имели яичниковые мешки). В Новороссийской бухте *O. davisae* была отмечена в начале октября при температуре 20.4°C. Ее количество достигало 164 экз./м³; через две недели численность вида в бухте возросла до 1.7 тыс. экз./м³, а к первой декаде ноября – до 8 тыс. экз./м³ (рисунок 4.11).

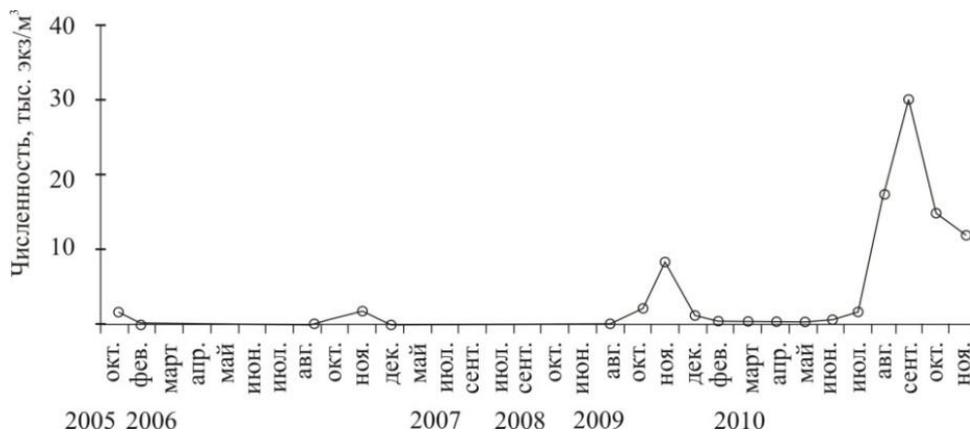


Рисунок 4.11 – Сезонная динамика численности *Oithona davisae* в Новороссийском порту

В период наибольшего развития популяции степень доминирования вида в общей численности зоопланктона достигала 50–60%. Соотношение самцов и самок составляло 1 CVI M : 10 CVI F. На долю науплиальных стадий приходилось чуть менее половины суммарной численности. В Туапсинском порту и Геленджикской бухте численность *O. davisae* была 3.0–5.5 тыс. экз./м³ (рисунок 4.12). К середине декабря с понижением температуры воды до 14°C размножение *O. davisae* в портах и бухтах пошло на спад и она стала постепенно вытесняться из зоопланктона (10–22 % суммарной численности копепоид) более крупными видами: *Acartia clausi* Giesbr., *Paracalanus parvus* (Claus) и *Pseudocalanus elongatus* (Boeck). По сравнению с ноябрем в Новороссийской бухте суммарное обилие вида снизилось в пять раз. Численность вида в Анапской бухте составила < 0.9 тыс. экз./м³. Самцы в пробах были единичны либо отсутствовали. К концу декабря все науплиусы стали превращаться в копепоидов CI–III стадий, которые в свою очередь – в старших копепоидов.

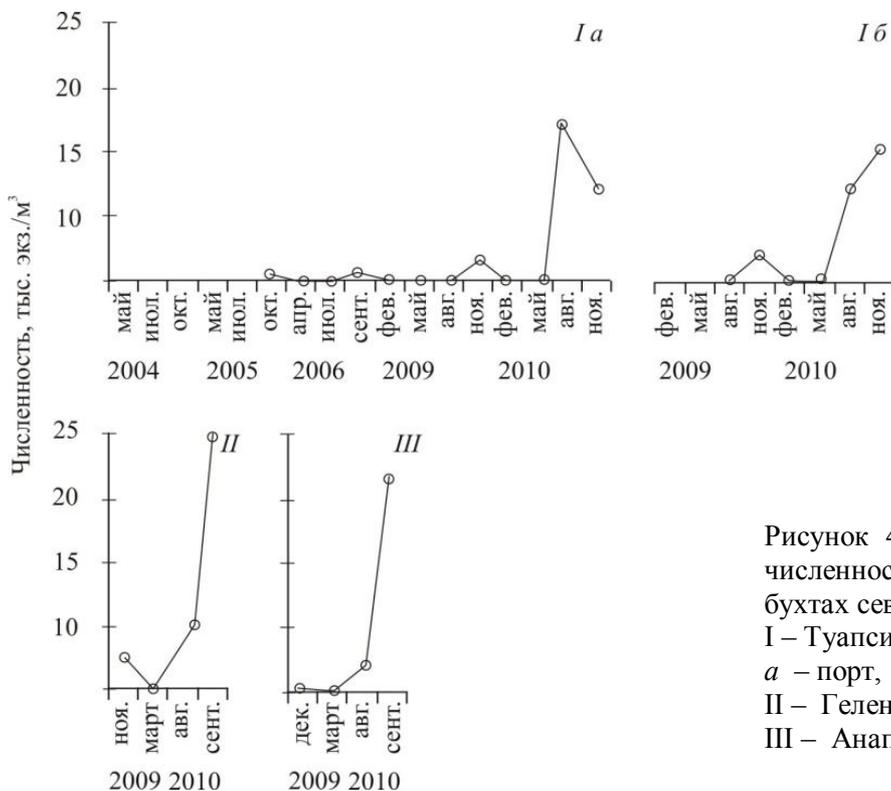


Рисунок 4.12 – Сезонная динамика численности *O. davisae* в портах и бухтах северо-восточного шельфа.
 I – Туапсинский порт:
 а – порт, б – открытая часть
 II – Геленджикская бухта
 III – Анапская бухта

Зимой и в начале марта при температуре воды 8–9°C численность ойтаны была очень низкой – ≤ 0.1–0.2 тыс. экз./м³. Доля вида в структуре таксоцены составляла 1.5–3%. В планктоне незначительно присутствовали половозрелые самцы и самки, на долю CV приходилось 70%. Доля самок с яйцевыми мешками была невелика – не более 1–2% от суммарного числа половозрелых женских особей. В апреле-мае численность ойтаны была самая низкая за весь период исследования – 0.004 тыс. экз./м³. Практически вся популяция ойтаны состояла из самок и старших копепоидов. Яйценозные самки отсутствовали. В июне при прогреве воды до

19–20°C в планктоне увеличилось количество самцов и яйценосных самок (35%). Соотношение полов – 1CVI M : 4CVI F. Однако суммарное обилие вида продолжало оставаться низким – 300 экз./м³. Заметное размножение ойтаны в бухтах и портах началось во второй декаде июля, когда в планктоне появился гребневик *Beroe ovata* Mayer. Численность молоди гребневика *B. ovata* с размерами 4.5–12 мм составляла 11 экз./м², с размерами 10–30 мм – 3 экз./м². Берое проникает в Черное море летом при оптимальной для его развития температуре воды и питается пелагическим хищником гребневиком *M. leidyi*, тем самым способствуя возрастанию количества голопланктона и меропланктона (Виноградов и др., 2000а; 2002). Увеличение количества берое в аномально жаркий июль (температура воды 26–27°C) очевидно могло способствовать распространению ойтаны по Таманскому причерноморью и Керченскому проливу.

Численность ойтаны в Таманском заливе колебалась от 0.8 до 3.5 тыс. экз./м³ при средних значениях 1.5 тыс. экз./м³; на полигоне коса Тузла – Бугазский лиман – от 0.15 до 2.8 тыс. экз./м³ (в среднем 0.8 тыс. экз./м³). Степень доминирования ойтаны в таксоценозе копепод достигала 5.5–11%. В планктоне присутствовали все стадии, на долю науплиусов приходилось около 15–20%. Соотношение полов – 1 CVI M : 3 CVI F. Длина самок – 0.48–0.65 мм, самцов 0.42–0.47 мм. Количество яйценосных самок возросло до 40%. Численность копеподитов не превышала 20%. В наших исследованиях размерный диапазон рачков несколько отличался от такового, полученного для Крымского побережья (Temnykh, Nishida, 2012). Возможная причина – внутривидовая изменчивость, вызванная разными условиями существования организмов либо взаимодействием и различным проявлением генетических факторов.

С конца августа при температуре воды 29°C произошло резкое увеличение численности ойтаны до 17.6 тыс. экз./м³. В этот период было велико количество яйценосных самок и науплиев, которые быстро развивались в младшие копеподитные стадии. Степень доминирования вида составила 77% суммарной численности мезозoopланктона (80% суммарной численности копепод). В Туапсинском порту численность ойтаны достигала 17 тыс. экз./м³, Геленджикской и Анапской бухтах – 10.0 и 5.0 тыс. экз./м³ соответственно. О проникновении ойтаны в Азовское море свидетельствовало обнаружение вида в Темрюкском заливе. На полигоне Ахтанизовского лимана численность вида колебалась от 0.04 до 0.6 тыс. экз./м³ при средних значениях 0.1 тыс. экз./м³; в непосредственной близости Темрюкского порта – 0.004–0.01 тыс. экз./м³. Выявленное низкое обилие ойтаны и практически полное отсутствие половозрелых форм объясняется выеданием хищным гребневиком *мнемиопсисом*, который господствует в Азовском море с июня до конца осени и встречается в этот период в большом количестве (Mirzoyan, 2004).

В сентябре при температуре воды 22–25°C на северо-восточном шельфе Черного моря генерирующая часть популяции ойтаны приступила к активному и быстрому размножению, что привело к значительному увеличению численности: в Новороссийской бухте до 30 тыс. экз./м³, в Геленджикской и Анапской бухтах – до 22–25 тыс. экз./м³, в лимане Змеиное озеро (м. Большой Утриш) – 27.6 тыс. экз./м³. Ойтана по численности занимала первое место в зоопланктоне (более 84% от всего количества и 86% от количества копепод). Соотношение самцов и самок составляло 1 CVI M : 4 CVI F. В этот период возросло число науплиев до 39–50%, младших копеподитных стадий до 18–25%. Пик численности половозрелых особей и науплиев наблюдался в октябре-ноябре. Однако на 1 самца приходилось уже 9–10 самок. При понижении температуры воды с 18.5 до 16.5°C в Новороссийской бухте отмечалось плавное снижение численности вида с 16 до 14 тыс. экз./м³, в Туапсинском порту до 10 тыс. экз./м³.

Взяв за основу схему сезонного цикла развития ойтаны в Новороссийской бухте мы попытались построить обобщенную схему жизненного цикла (рисунок 4.13).

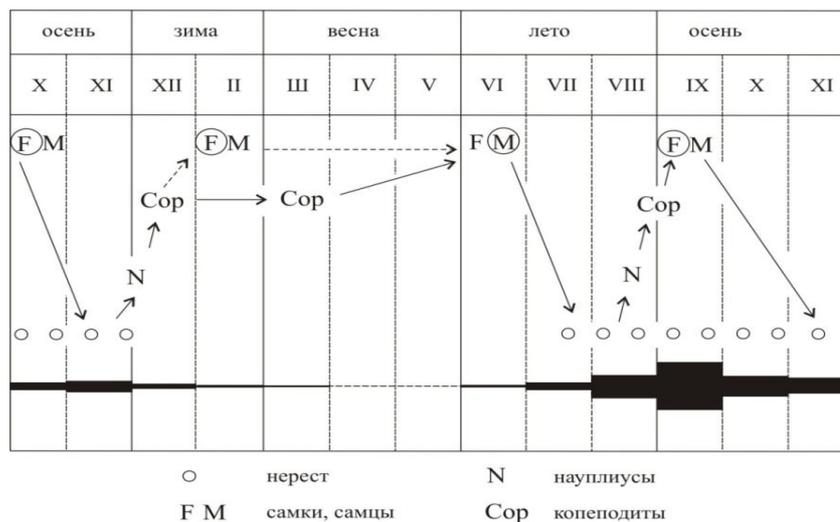


Рисунок 4.13 – Схема жизненного цикла *O. davisae* в Новороссийской бухте в 2009–2010 гг. Сплошными стрелками показано развитие массовых поколений, прерывистыми – образование небольшого числа взрослых особей

Размножение вида заканчивается в середине декабря. Самцы в планктоне единичны либо отсутствуют. К концу декабря все науплиусы превращаются в копеподитов CI–III стадий, которые в свою очередь развиваются в старших копеподитов. На протяжении полугода с конца декабря по июнь количество ойтаны в планктоне незначительное, присутствуют в основном старшие копеподитные стадии и половозрелые особи. Часть копеподитов очевидно может давать незначительное количество половозрелых стадий. Некоторые особи данного поколения рачков способны размножаться и зимой и весной, однако их массовое развитие приурочено на конец лета. Самцы начинают интенсивно появляться в июне. Начало размножения ойтаны

происходит в июле, когда существенно повышается доля самок, несущих яйцевые мешки. В августе-ноябре в период возрастания числа науплиев очевидно происходит размножение самок нового поколения. Развитие этого поколения протекает приблизительно за три с половиной месяца: от летнего пика численности половозрелых особей, которому соответствует массовое развитие науплиусов нового поколения, до осеннего пика численности половозрелых форм. С конца августа до декабря ойтона всецело доминирует по численности в мезозоопланктоне, составляя 80–85% его суммарного количества.

В различных районах Черного моря развитие ойтоны может иметь свои особенности, связанные с сезонными изменениями факторов среды. Определяющее значение может иметь температура, опосредованно влияющая на состояние источников пищи и развитие планктонных хищников. Падение численности приходилось на апрель-май, что соответствовало сезонному циклу развития черноморского зоопланктона в северо-восточной части Черного моря (Пастернак, 1983). Полученный нами сезонный цикл ойтоны соответствует выявленным закономерностям ее развития в Севастопольской бухте в первые годы экспансии (Gubanova, Altukhov, 2007). О появлении *O. davisae* в Севастопольской бухте стало известно в 2001 г. (Загородняя, 2002). В 2006–2007 гг. интенсивный нерестовый период ойтоны в этом регионе был приурочен к августу-ноябрю. Численность вида в это время достигала 40–50 тыс. экз./м³ – максимальных значений плотности таксоцена копепод за последние 40 лет. Два года спустя отмечено распространение вида вдоль побережья Крыма (Altukhov, 2010). В последующие годы натурализации вида (2008–2009 гг.) его сезонное развитие было сходным с *Oithona nana* (Altukhov et al., 2014). Напомним, что *O. nana* исчезла из планктона Черного моря в конце 1980-х гг., в период пика хищного гребневика мнемииопсиса (Ковалев, 2007).

Сходная картина развития ойтоны наблюдается и в других районах Мирового океана. Так, в работе Кос (1977) отмечено, что вид, идентифицированный как *O. brevicornis*, населяет только прибрежные районы Японского моря, преимущественно поверхностные слои воды. Тепловодный вид, резко ограниченный в своем распределении температурными условиями. Как и в нашем случае, в Японском море ойтона строго приурочена к летне-осеннему сезону. Самый массовый вид зоопланктона южных районов зал. Петра Великого, который осенью достигает до 85% от численности всего зоопланктона. В это время высокая численность вида складывается за счет половозрелых самок, самцов и копеподитов CI–V стадий. Яйценосные самки отмечены только летом, в этот же период количество самцов, взятое по отношению к числу самок, наибольшее. Младшие копеподиты CI–III доминируют летом, а осенью пропорционально возрастает число старших копеподитов CIV–V. Вид встречен при температуре воды 6.6–23.5°C, половозрелые самки при температуре 13.5–23.5°C.

Натурализация нового вида *O. davisae* заметно изменит видовую и трофическую структуру зоопланктона северо-восточного шельфа Черного моря. Риск от вселения вида пока не выяснен – это прекрасный корм для планктоноядных рыб. *O. davisae* характеризуется высокой устойчивостью к понижению солености (Temnykh, Nishida, 2012), что позволяет виду выживать не только в слабо опресненных районах, но и в эстуариях и солоноватоводных бассейнах, в том числе и в Азовском море. До недавнего времени в Азовском море всецело доминировал один вид – *Acartia tonsa* Dana. По данным (Svistunova, 2013) в 2010–2012 гг. в открытой части Азовского моря летом количество *O. davisae* колебалось от 1.8 до 83.3 тыс. экз/м³, в западной и центральной частях Таганрогского залива – 53.4 тыс. экз/м³. *O. davisae* по численности занимала первое место в голопланктоне (85% численности от всего количества и 88% от количества копепод), заметно изменив видовую и трофическую структуру голопланктона Азовского моря.

В Новороссийской бухте была обнаружено 45 таксономических форм средиземноморских копепод (Селифонова, Шмелева, 2007, 2010; Selifonova, 2011в; 2014), в Туапсинском порту – 12, в Анапской бухте – 9, в Керченском проливе – 2, в лимане «Змеиное озеро» – 5 (таблица 2, приложение 1). В лиман и Апапскую бухту эти виды вероятнее всего были занесены с балластными водами судов, которые сбрасываются в акваторию нефтетерминала КТК-Р п. Южная Озереевка (24 км от м. Большой Утриш). Пропускная способность нефтегавани КТК-Р – 35 млн т нефтепродуктов в год (29% объема всех грузоперевозок Новороссийского порта).

Вполне вероятно, что многие из указанных видов, являются случайной находкой (занесены с балластными водами). Из 425 видов копепод, известных для Средиземного моря (Ковалев, Шмелева, 1982), в Черном море за период с 1960 по 1990-е гг. отмечено 60 таксономических форм (Kovalev et. al., 1998), а их распространение в большинстве случаев ограничивалось прибосфорским районом и северо-западной частью. Многочисленные находки средиземноморских копепод в западной части Черного моря связывали с их притоком через Босфор в процессе водообмена (Ковалев, 1971; Ковалев и др., 1976, 1987; Павлова, 1964, 1965; Павлова, Балдина, 1969; Rogumb, 1980). В действительности водообмен не единственный путь проникновения чужеродной фауны в этот бассейн. Значительное количество средиземноморских видов на судоходных путях и в районах крупных портовых городов Крыма и Кавказа, вероятнее всего, можно объяснить их переносом в эти регионы с балластными водами коммерческих судов (Виноградов и др., 2000б; Мурина и др., 2002; Загородняя, 2002; Загородняя, Колесникова, 2003; Гаврилова, 2005; Селифонова и др., 2006; Селифонова, Шмелева, 2007; Gubanova, Althuchov, 2007; Шмелева и др., 2008; Ясакова, 2010а; Селифонова, 2012а; Selifonova et. al., 2008; Selifonova, 2011а; 2014 и др.). В 1999 г. в северо-восточной части (район Геленджика) обнаружены четыре вида тропических средиземноморских *Soropoda* –

Euchaeta marina (Prestandrea), *Pleuromamma gracilis* (Claus), *Scolecithrix danae* (Lubbock), *Rhincalanus nasutus* Giesbr. (Виноградов и др., 2000б); в 2001 г. в экспедиции НИС «Кнопг» в западной части Черного моря – 33 таксономические формы (Selifonova et al., 2008). В прибрежных водах Крыма отмечены чужеродные Harpacticoda *Sarsamphiascus tenuiremis* (Brady), *Amphiascus parvulus* Sars, *Leptomesochra tenuicornis* Sars, *Idyella pallidula* Sars, *Ameiropsis reducta* Apostolov, *Proameira simplex* (Norman, Scott); Cyclopoida *Oithona davisae*, *O. plumifera* Baird, *O. setigera* Dana, Calanoida *Clausocalanus arcuicornis*, *Scolecetrix* sp.; в районе острова Змеиный – *Rhincalanus* sp., *Triconia minuta* Giesbr. (Загородняя, Колесникова, 2003); в океанариуме Севастопольской бухты – *Calocalanus* sp., *Triconia dentipes* Giesbr., *Monothula subtilis* Giesbr., *Oncaea mediterranea*, *O. venusta venella* Farran (Мурина и др., 2002) и др. В сводках (Селифонова, Шмелева, 2010; Selifonova, 2011в) приводится 107 таксономических форм чужеродных Copepoda, включая 100 средиземноморских, обнаруженных в Черном море различными исследователями за период с 1960 по 2008 гг. (приложение 3). Из этого списка 36% находок приходится на прибосфорский район, 7% – на Крым, по 28 и 29% – на северо-восточную и западную части (рисунок 4.14).

В связи с повышением температуры воды в Черном море и интенсификацией судоходства чужеродные виды копепод все чаще и чаще отмечаются в северной части Черного моря

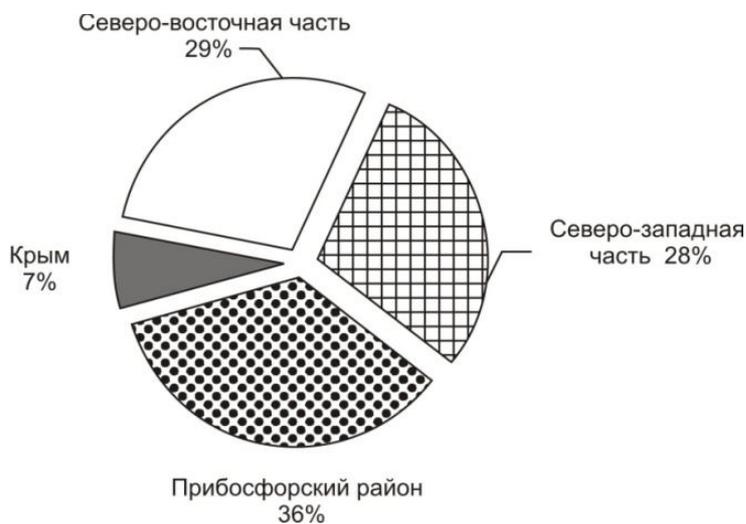


Рис. 4.14. Доля средиземноморских видов копепод в различных районах Черного моря, % от общего числа видов копепод (по: Селифонова, 2009б)

(Селифонова, Шмелева, 2010; Шиганова и др., 2012). Особо следует отметить виды копепод, регулярно встречающихся в планктоне портовых городов Севастополя, Новороссийска и Туапсе. Это *Centropages kroyeri*, *Paracalanus indicus* Wolfenden, *P. aculeatus* Giesbr., *P. quasimodo* Bowman, *Oithona davisae*, *O. decipiens*, *Oncaea media*, *O. mediterranea* (Claus) и *O. venusta venella*, *Saphirella* sp. Однако только

один вид циклопидных копепод *O. davisae* дал колоссальную вспышку численности в неритической зоне Крыма и Кавказа. Балластные воды коммерческих судов играют едва ли не главную роль в расширении ареалов морских организмов, поэтому биогеографам необходимо обратить внимание на данный феномен, который предоставляет уникальную возможность изучения процессов натурализации чужеродных видов.

В последние годы участились случаи единичных находок и локальных вспышек численности чужеродных для Черного моря видов раковинных инфузорий (тинтиннид). К настоящему времени в Черном море известно восемь новых видов раковинных инфузорий, относящихся к четырем родам – *Eutintinnus lususundae* Entz.; *E. tubulosus* (Ostenfeld) Kof., Campb.; *E. apertus* Kof., Campb.; *Salpingella decurlata* Jorgensen; *Tintinnopsis directa* Hada; *T. nudicauda* Paulmer (Гаврилова, 2010); *Amphorellopsis acuta* (Schmidt), *Tintinnopsis tocaninensis* Kof., Campb. (Селифонова, 2011а, 2011г). Чужеродные виды тинтиннид ежегодно встречаются в водах крупных портовых городов Новороссийска, Туапсе и Севастополя. Некоторые из них появляются эпизодически, а другие, как например, *E. lususundae*, *E. tubulosus* и *T. directa*, – в отдельные годы достигают высокой численности, вытесняя местные виды. В Новороссийской бухте, где максимальная доля тинтиннид летом и осенью может достигать 40% суммарного количества инфузорий, отмечено пять видов. В августе 2001 г. здесь впервые отмечены *E. lususundae* – 25 тыс. экз./м³, *E. tubulosus* – 48 тыс. экз./м³, *T. directa* – 13.8 млн экз./м³ (Гаврилова, 2005).

В октябре 2010 г. в водах Новороссийского порта и в ноябре того же года в Туапсинском порту была обнаружена тинтиннида *T. tocaninensis* (рисунок 4.15). Численность вида в Новороссийском порту колебалась от 3.5 до 5.5 тыс. экз./м³, в Туапсинском порту – 0.3–0.5 тыс. экз./м³. Температура воды в период исследования достигала 16.5–19.5°C. Вид широко распространен в неритической зоне Индийского океана, Южной Атлантике, Мексиканском заливе (Coats, Clamp, 2009), Средиземном море, но в Черном море отмечен впервые (Gavrilova, Dolan, 2007). Лорика *T. tocaninensis* удлиненная, колбообразная, на аборальном конце суживающаяся в острый конус, который иногда открыт (угол наклона к продольной оси лорики

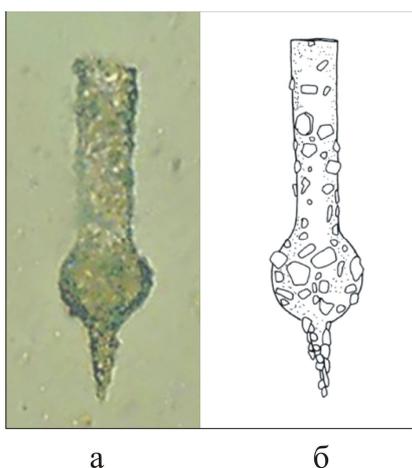


Рис. 4.15. Общий вид *Tintinnopsis tocaninensis*
а – фото автора, б – оригинал (по: Fernandes, 2004)

~ 35°); соотношение длины и орального диаметра 4.7. Расширенная часть не имеет спиральной структуры. Текстура стенки лорики толстая, грубая, инкрустирована минеральными частицами. Длина лорики 103 мкм, диаметр орального отверстия 22 мкм (<http://www.nies.go.jp/chiiki1/protoz/morpho/tintinno.htm>). По работе (Fernandes, 2004) общая длина лорики *T. tocaninensis* составляет 108–171 мкм; максимальный диаметр лорики – 28–35 мкм; диаметр орального отверстия – 19–21 мкм. Форма и размеры тинтиннид по результатам промеров 35 экземпляров раковин из Новороссийского и Туапсинского портов схожи с описанными в литературе. Длина лорики составляет

110 (103–125) мкм, максимальный диаметр лорики 37 (30–50) мкм, диаметр орального отверстия 23 (21–25) мкм; соотношение длины и орального диаметра 4.7. Наряду с *T. tocantinensis* в водах Новороссийского порта обильно развивались тинтинниды *Tintinnopsis beroidea* Stein – 7.8 млн экз./м³, *T. directa* Nada, – 15.6 тыс. экз./м³. В Туапсинском порту вкупе с *T. tocantinensis* также обнаружены эти виды с численностью 2.5 тыс. экз./м³ и 0.5 тыс. экз./м³ соответственно. Предполагается, что *T. tocantinensis*, инфузория, широко распространенная в Индийском океане, вселилась в Средиземное море через Суэцкий канал из Красного моря (Kovalev, 2006). Наиболее вероятно, что вид попал в порты северо-восточной части Черного моря с балластными водами коммерческих судов.

В октябре 2010 г. в водах Новороссийского порта отмечен еще один чужеродный вид тинтиннид *A. acuta* с численностью 5.5 тыс. экз./м³ (рисунок 4.16). Вид широко распространен в неритической зоне Индийского океана, Южной Атлантике, Мексиканском заливе, Средиземном и Японском морях, но в Черном море отмечен впервые (Gavrilova, Dolan, 2007). Лорика *A. acuta* прозрачная гиалиновая, двухслойная; соотношение длины и орального диаметра 2.3–2.8. Оральный конец цилиндрический расширенный воронкообразный, аборальная область треугольная с острым концом, от которой отходят 3 ребра (~ 0.6 длины лорики). Длина лорики 85–115 мкм, диаметр орального отверстия 33–42 мкм (Fernandes, 2004). Форма и размеры тинтиннид по результатам промеров восьми экземпляров раковин схожи с описанными в литературе. Длина лорики составляет 105–120 мкм, диаметр орального отверстия 40–45 мкм. Наиболее вероятно, что тинтиннида попала в Новороссийскую бухту с балластными водами коммерческих судов (Pierce et. al., 1997). В список натурализовавшихся чужеродных видов

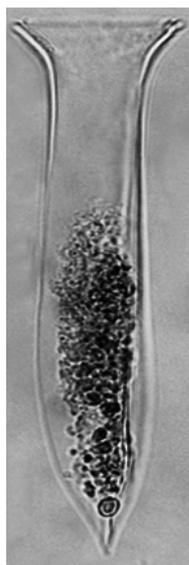


Рисунок 4.16 –
Общий вид
тинтинниды
Amphorellopsis acuta

тинтиннид мы не включили неидентифицированные до вида *Metacyclis* sp. – более вытянутые в длину экземпляры с короткой шейкой (общая длина лорики 55 мкм) и *Salpingella* sp. Следует отметить, что численность чужеродных тинтиннид *Tintinnopsis directa*, *T. tocantinensis*, *Eutintinnus tubulosus*, *Amphorellopsis acuta*, *Salpingella* sp. в лимане «Змеиное озеро» в конце лета – начале осени 2010–2011 гг. была максимальной для прибрежных вод северо-восточного шельфа. (в 2–8 раз выше, чем в водах Новороссийского порта). Максимальная численность *T. tocantinensis* здесь достигала 2.1 млн. экз./м³, *T. directa* – 1.3 млн. экз./м³, *A. acuta* – 0.9 млн. экз./м³, с *E. tubulosus* – 0.4 млн. экз./м³, *Salpingella* sp. – 0.4 млн. экз./м³.

По данным Б.Г.Александрова (2004), в Черном море 145 таксономических форм являются чужеродными, по Т.А.Шигановой (2009) – 161 таксономическая форма, включая пять сомнительных. За

последнее десятилетие список видов-вселенцев Черного моря возрос примерно в шесть раз. По данным (Шиганова и др., 2012) темп заноса новых чужеродных видов в Черном море остается высоким. С начала 1970-х гг. интенсивность появления чужеродных видов увеличилась в 2.5 раза, что совпадает с процессом антропогенного нарушения черноморской экосистемы. После введения изолированного балласта на танкерах число чужеродных видов возросло в 2.4 раза. Интенсификация судоходства и повышение температуры верхнего перемешанного и холодного промежуточного слоев Черного моря способствовали тому, что за период с 2001 по 2010 гг. число натурализовавшихся видов увеличилось в 1.25 раза.

В прибрежных водах северо-восточного шельфа Черного моря и Керченском проливе, где расположены самые крупные черноморские порты, обнаружено 53 вида-интродуцента фауны, находящихся на разных стадиях акклиматизации: 45 – Copepoda (в их числе 44 сомнительные таксономические формы), 2 – Polychaeta, 6 – Tintinnida (3 таксономические формы с неустановленным статусом) (Селифонова, 2012г). Наибольшее количество чужеродных видов (53) отмечено в Новороссийской бухте, в водах Туапсинского порта – 18 (12 таксономических форм сомнительных, 3 – неустановленных), в лимане Змеиное озеро – 12 (5 – Copepoda, 2 – Polychaeta, 5 – Tintinnida, из которых 4 сомнительных, 2 неустановленных). Сомнительные таксономические формы Copepoda обнаружены в Анапской бухте и Керченском проливе – 9 и 2 соответственно. Всего в прибрежных водах северо-восточного шельфа Черного моря установлено шесть инвазивных видов – *Tintinnopsis directa*, *T. tocantinensis*, *Amphorellopsis acuta* (Ciliata: Tintinnida), *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida), *Polydora cornuta*, *Streblospio gynobranchiata* (Polychaeta: Spionidae), в Азовском море – *Oithona davisae*. В этом списке многощетинковые черви *S. gynobranchiata*, *P. cornuta* – вредные вселенцы (Zenetos et al., 2005). К основным «группам риска» инвазий можно отнести раковинные инфузории, неритические виды веслоногих раков, многощетинковые черви. Являются ли обнаруженные виды вселенцами или нет, можно судить по косвенным признакам. Ряд таких признаков выделен А.Ю.Звягинцевым с соавторами (2009а) для организмов-обрастателей. К их числу относится выявление чужеродного вида в портовых водах с соответствующими градиентами среды, наличие свободных экологических ниш, слабая конкуренция со стороны нативных видов, массовое развитие чужеродного вида и его эврибионтность. Пополнение списка чужеродных видов происходит как в результате естественного проникновения с нижнебосфорским течением из Мраморного моря, так и антропогенного переноса с балластными водами коммерческих судов в воды портовых городов. Единичные находки большого числа Copepoda (44 таксономические формы), чьи ареалы ограничены поли- и эугалинными водами, следует считать сомнительными. Основными факторами, определяющими изменение видового разнообразия копепод в Черном море по сравнению со Средиземным являются: соленость воды

и разные физиологические способности организмов к ее преодолению (Монченко, 2001). Обнаруженные нами организмы имеют разную галопатию. Значительная часть стеногалинных видов не способна преодолеть понижение солености и погибает. Только эвригалинные виды могут успешно преодолевать изменение осмотического давления и ионной концентрации. При попадании чужеродного вида в новую среду обитания, с оптимальными для него условиями существования, может произойти экологический «взрыв численности», как это мы наблюдали в случае с циклопоидными копеподами *O. davisae*. Именно за счет подобных групп будет идти обогащение фауны веслоногих раков Черного моря, а способствовать этому процессу может непреднамеренная интродукция с балластными водами судов. С представлениями об эвригалинности или стеногалинности гидробионтов тесно связана проблема медитерранизации фауны Черного моря (Пузанов, 1964). Такое явление имеет прямой выход в широкую эколого-фаунистическую и эволюционную проблему заселения морскими организмами окраинных и внутренних солоноватоводных морей. Заселение неоднократно имело место в геологической истории южных внутренних морей Евразии при сильных колебаниях их солености. Биологические инвазии с водным транспортом несомненно усилят процесс медитерранизации черноморской фауны и флоры. Натурализация чужеродных видов многощетинковых червей, веслоногих раков и инфузорий может существенно повлиять на биоразнообразие исторически сложившегося нативного комплекса видов и продуктивность прибрежных вод российского сектора Черного моря.

Глава 5. СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ РАЗНОГО ТРОФИЧЕСКОГО ТИПА

Возрастание антропогенного воздействия на прибрежную зону северо-восточного шельфа Черного моря неизбежно приводит к многочисленным нежелательным последствиям экологического характера. В таких зонах возникают поля устойчивого загрязнения тяжелыми металлами, хлорированными и нефтяными углеводородами, снижается природная способность морских экосистем к самовоспроизводству и саморегулированию. Экосистемы уязвимых зон шельфа (интенсивного судоходства и рекреации) наиболее адекватно может характеризовать их ассимиляционная емкость, т.е. способность к динамическому накоплению токсикантов, разрушению, трансформации (биологическим или химическим путем) и выведению за счет процессов седиментации, диффузии или любого другого переноса за пределы объема экосистемы без нарушения ее нормального функционирования (Израэль, Цыбань, 1983, 1985). Не стоит напоминать, что собой представляет экосистема – природный комплекс, образованный живыми организмами (биоценоз) и средой их обитания (биотоп), связанными между собой обменом веществ и энергии (Риклефс, 1979). Неотъемлемым свойством функционирования нормальной морской экосистемы является преобладающее значение биологической компоненты в аспекте разрушения и выведения химических веществ, т.е. самоочищения водной среды от загрязнения (Сорокин, 1996в). Именно биологические процессы обеспечивают деструкцию избыточного ОВ, попадающего в водоем, выведение биогенных элементов и тяжелых металлов из толщи воды путем их поглощения и последующей биофильтрационной седиментации. Гидрофизические процессы разбавления стоков, физические и геохимические процессы коагуляции и седиментации играют в конечном итоге подчиненную роль, хотя бы потому, что они носят локальный характер. Вместе с тем, несмотря на большое внимание к проблемам загрязнения в бассейне Черного моря, вопросы биологического самоочищения до сих пор не получили должного концептуального и экспериментального развития. В большинстве работ на эту тему даются оценки уровня и характера загрязнения, его распространения и разбавления, оценивается сапробность вод по микробиологическим и химическим параметрам, изучается скорость микробиологической деструкции отдельных типов загрязняющих веществ (Мионов, 1972, 1973, 1985а, 1985б; Мионов и др., 2003 и др.). Для экологического мониторинга и характеристики процессов самоочищения в большинстве случаев используются малоинформативные гидрохимические параметры типа БПК₅, концентрации биогенных элементов, окисляемости, абсолютные концентрации загрязнителей. Эти данные необходимы для характеристики экологического

состояния биотопов, равно как и гидрофизические параметры разбавления и переноса загрязнений. Такая система анализов фактически не дает возможности оценить реальную скорость биологических процессов деструкции, трансформации, накопления анализируемых загрязнителей, которые формируют качество водной среды, равно как и не позволяют оценить деградацию и видоизменение самих экосистем под влиянием антропогенного стресса. Только на основе концепции функционирования целостных экосистем, их функций деструкции, продукции, биофильтрации, параметров структуры сообществ биоты и пищевых сетей можно дать обоснованные оценки характера антропогенной деградации морских экосистем и их потенциальных способностей к естественному самоочищению (Сорокин, 1996в). Самоочистительная способность отдельных компонентов экосистемы Новороссийской бухты, в частности зоопланктона, изучается с 1990-х гг. (Селифонова, 2000, 2002; Селифонова, Лукина, 2001; Selifonova, 2003). Авторами получены данные об интенсивности процессов минерализации, исследовано влияние загрязнения на распределение потока энергии в планктонном сообществе, сделан вывод об эффективности процессов естественного самоочищения вод бухты и в частности роли микробной пищевой цепи в разложении аллохтонного ОВ. В связи с необходимостью прогнозирования воздействия на прибрежные воды северо-восточного шельфа быстрого роста городов Новороссийска и Туапсе, как портов мирового значения, ощущается потребность в анализе биологических процессов в экосистемах портовых вод, где возможно возникновение кризисных явлений (Славинский, 2006). В числе подходов к измерению интенсивности биологического самоочищения в Новороссийской бухте был использован метод измерения величины суточной деструкции (Mt) и времени полного самоочищения в сутках, вычисляемого как отношение Qs/Mt , (Селифонова, Лукина, 2001). Полученные данные о запасе усвояемого ОВ, интенсивности его деструкции и времени его полного самоочищения позволяют утверждать, что в Новороссийской бухте в середине 1990-х гг. сформировалось и эффективно функционировало планктонное сообщество гетеротрофов, которое интенсивно перерабатывало не только первичную продукцию фитопланктона, но и избыток ОВ, поступающего с береговым стоком.

Количественная оценка биофильтрационной (очистительной) деятельности зоопланктона позволяет проследить интенсивность потока энергии через сообщество и степень самоочищения. Как известно, главную роль в процессах самоочищения играет биотический круговорот веществ, включающий процессы создания ОВ, его трансформации и разрушения. В прибрежных морских биотопах наибольшее значение имеют бентосные организмы, представители которых постоянно или на определенных стадиях ведут прикрепленный образ жизни и образуют своеобразный «биофильтрационный пояс» сублиторали (Миронов и др., 1975; Миловидова, 1975; Миловидова, Кирюхина, 1985).

Непрерывная фильтрационная деятельность гидробионтов способствует осаждению, нейтрализации и трансформации различных загрязняющих море веществ и патогенных микроорганизмов и тем самым оздоравливает морскую среду. Водоросли-макрофиты, обогащая воду кислородом, способствуют минерализации ОВ. Влияние планктонных организмов на процессы самоочищения также может иметь существенное значение при их массовом развитии. Общеизвестно, что бактерии и другие организмы с коротким жизненным циклом и интенсивным метаболизмом играют огромную роль в деструкции ОВ (Миронов, 1969; 1975; Сорокин, 1982; Петрова, Смирнова, 1977; Ильченко, Мамаева, 1991). Ракообразные фильтраторы, очищая воду от взвесей, в биотопах разной продуктивности минерализуют от 13 до 54% ОВ (Крючкова, 1972; Андроникова, 1976; Иванова, 1976; Романова, 1985).

Новороссийская бухта и Туапсинский порт. Мы попытались оценить интенсивность самоочистительной активности зоопланктона наиболее загрязненных портовых водах Новороссийска и Туапсе и выявить, сколько потребленного ОВ идет на образование вторичной продукции и какая его часть подвергается процессам деструкции. Для получения таких оценок суммарные рационы планктонных гетеротрофов, вычисленные на 1 м^2 , были умножены на площадь акватории Новороссийской бухты. Согласно произведенным расчетам, в водах порта за сутки гетеротрофы изымают около 0.14 тыс. т взвешенной пищи: $3.0 \cdot 10^6 \text{ м}^2 \cdot 163 \text{ кДж/м}^2 = 489 \cdot 10^6 \text{ кДж} = 146.7 \text{ т}$; в открытой части бухты – 0.95 тыс. т: $50.86 \cdot 10^6 \text{ м}^2 \cdot 62.3 \text{ кДж/м}^2 = 3168.5 \cdot 10^6 \text{ кДж} = 950.5 \text{ т}$. Балансовое равенство $C = P + D + F$ в процентном соотношении выглядит следующим образом: $100\% C = 32.2\% P + 48.5\% D + 19.3\% F$, т.е. из 146.7 т взвешенного ОВ, которое составляет рацион гетеротрофов и изымается из портовых вод за сутки – 47.2 т стабилизируется, т.е. идет на создание вторичной продукции, 71.2 т подвергается процессам деструкции и 28.3 т в виде неусвоенной пищи вновь возвращается в круговорот. В открытой части из 950.5 т взвешенного ОВ 294.5 т идет на создание вторичной продукции, 500.9 т подвергается процессам деструкции и 155.1 т в виде неусвоенной пищи вновь возвращается в круговорот. В Туапсинском порту за сутки планктонные гетеротрофы изымают 54.6 кДж/м^2 взвешенной пищи, из которых 17.35 т идет на создание вторичной продукции, 31.05 т подвергается процессам деструкции и 6.2 т в виде неусвоенной пищи вновь возвращается в круговорот ($100\% C = 31.78\% P + 56.87\% D + 11.35\% F$); в открытой части (с учетом донных фильтраторов) – 50.9 кДж/м^2 , из которых 13.8 т идет на создание вторичной продукции, 27.2 т подвергается процессам деструкции и 9.9 т в виде неусвоенной пищи вновь возвращается в круговорот (расчет произведен на площадь, аналогичную площади порта). Анализ представленной схемы демонстрирует важную функциональную роль планктонных гетеротрофов.

Высокая гетеротрофная активность планктона поддерживается бактериями и инфузориями. Известно, что пищевые потребности этих групп организмов удовлетворяются прежде всего за счет нестойкого ОВ, концентрация которого в связи с увеличением сбросов хозяйственно-бытовых и промышленных сточных отходов в настоящее время заметно возросла. В условиях переизбытка пищи в водах Новороссийского порта в период наибольшего прогрева вод происходит наращивание микробных популяций до уровня эвтрофно-гиперэвтрофных вод ($0.95\text{--}1.7\text{ г/м}^3$), что создает наилучшие условия для бактериальной деструкции. Бактериальная биомасса полностью потребляется и разлагается простейшими (Селифонова, 2002). Количество инфузорий и зоофлагеллят в период максимальных температур в водах порта в среднем достигает 0.75 г/м^3 , а их рационы 73.3 кДж/м^2 или 434%. Доля инфузорий по биомассе составляет 78.6%. В целом, бактерии и простейшие усваивают и включают в круговорот в водах порта $\sim 5.1\text{ г/м}^3$ первопищи (суммарные суточные рационы 312%), в открытой части – 1.79 г/м^3 (236%). В водах Туапсинского порта биомасса инфузорий в среднем достигает 0.47 г/м^3 , а рационы 22 кДж/м^2 или 209%, что в 1.5–2 раза ниже, чем в Новороссийском порту. Максимальная бактериальная биомасса составляет $0.7\text{--}0.8\text{ г/м}^3$. Бактерии и инфузории усваивают и включают в круговорот $\sim 2.8\text{ г/м}^3$ первопищи в портовых водах (суммарные суточные рационы 240%), в открытой части – 1.7 г/м^3 (243%). Эти данные указывают на более высокий уровень гетеротрофной активности портовых вод по сравнению с открытыми участками. Они служат еще одним косвенным доказательством существования в водах портов повышенного биодеструкционного потенциала. Вместе с тем, накопленная биомасса микробной пищевой цепи, созданная бактериями при участии простейших, недостаточно потребляется голопланктоном и меропланктоном. В портовых водах большое развитие получают организмы с детритоядной стратегией питания: тонкие фильтраторы – коловратки, личинки донных животных, *Pleopis polyphemoides* (Cladocera) и грубые фильтраторы – копеподы рода *Acartia*, *Oithona davisae* (Copepoda). В Новороссийском порту суммарная биомасса этих животных, включая ноктилюку, в среднем достигает 1.8 г/м^3 . Относительно высокая доля потребителей мертвого ОВ свидетельствует о наличии в экосистеме порта детритной пищевой цепи. С учетом среднесуточных рационов (38.6–40.2%) и показателей биомассы ориентировочно была оценена их роль в выедании фитопланктона, бактерий, мертвого ОВ и прочих мелких фракций. Интенсивность выедания голопланктоном и меропланктоном первопищи в портовых водах составляет 0.69 г/м^3 , в открытой части – 0.48 г/м^3 . В Туапсинском порту биомасса этих групп организмов достигает 0.9 г/м^3 , причем более 50% приходится на ноктилюку. Полученные расчеты показывают, что в водах порта организмы голопланктона и меропланктона усваивают и включают в круговорот – 0.34 г/м^3 биомассы первопищи, в открытой части – 0.27 г/м^3 (рационы 38.6–45.7%), что примерно в два раза ниже, чем в Новороссийском порту.

Фильтрационная активность зоопланктона (объем осветленной воды) нами была рассчитана ориентировочно. Поскольку некоторые ракообразные по способу добывания пищи значительно ближе стоят к седиментаторам-«водоворотчикам» (инфузориям, простейшим, коловраткам) (Чуйков, 1992) мы сочли возможным использовать для этих групп животных величину отношения обловленного объема воды, установленного Л.М.Суценой (1963) для смешанного морского планктона. В процессах самоочищения участвуют также и хищники (грубые фильтраторы), для которых пищей служат зоопланктонные организмы, являющиеся частью взвешенного ОВ (Андроникова, 1996). Приняв, что скорость фильтрации составляет 100 мл на 1 мг сырого веса в сутки, получаем количественную характеристику этого процесса, выраженного в таких показателях как профильтрованный объем в сутки и число суток, за которое будет профильтрован объем водной массы. Пример такого расчета для Новороссийской бухты представлен в таблице 5.1.

Таблица 5.1 – Интенсивность фильтрационной деятельности зоопланктона в Новороссийской бухте, рассчитанная за период 2006–2010 гг.

Сезон/Район	Весна		Лето		Осень	
	I	II	I	II	I	II
В, г/м ³	<u>0.23*</u>	<u>0.13</u>	<u>0.75</u>	<u>0.36</u>	<u>0.68</u>	<u>0.38</u>
	<u>0.58**</u>	<u>0.32</u>	<u>0.48</u>	<u>0.44</u>	<u>0.31</u>	<u>0.42</u>
	<u>0.81***</u>	<u>0.45</u>	<u>1.15</u>	<u>0.8</u>	<u>0.99</u>	<u>0.8</u>
Профильтрованный объем воды, V 10 ⁶ ·м ³	<u>0.7</u>	<u>12.6</u>	<u>2.25</u>	<u>32.9</u>	<u>2.06</u>	<u>35.2</u>
	<u>1.7</u>	<u>29.5</u>	<u>1.2</u>	<u>40.9</u>	<u>0.93</u>	<u>39.3</u>
	<u>2.4</u>	<u>42.1</u>	<u>3.45</u>	<u>73.8</u>	<u>2.99</u>	<u>74.5</u>
% от объема слоя	<u>2.3</u>	<u>1.3</u>	<u>7.5</u>	<u>3.6</u>	<u>6.8</u>	<u>3.8</u>
	<u>5.6</u>	<u>3.2</u>	<u>4.0</u>	<u>4.4</u>	<u>3.1</u>	<u>4.2</u>
	<u>7.9</u>	<u>4.5</u>	<u>11.5</u>	<u>8.0</u>	<u>9.9</u>	<u>8.0</u>

Примечание. Объем слоя: I (порт) – 30·10⁶ м³, II (открытая часть) – 915.48·10⁶ м³

* – инфузории, ** – голопланктон (без учета парасагитты), меропланктон, *** – суммарный зоопланктон

Как показывают результаты проведенных расчетов активное участие зоопланктона в процессах самоочищения носит резко выраженный сезонный характер и приходится главным образом на лето. В это время зоопланктон Новороссийского порта профильтровывает весь объем воды 30.0·10⁶ м³ за 8.6 сут. За сутки планктеры пропускают 11.5% объема всей водной массы. В открытой части объем воды 915.48·10⁶ м³ фильтруется каждые 12 сут. Весной в связи с более низкой биомассой зоопланктона скорость фильтрации меньше; для того, чтобы профильтровать аналогичный объем воды требуется уже 12.5–22 дня. Процесс осаждения ОВ разными группами зоопланктона в среднем примерно одинаков, в то время как в 1990-е гг. простейшие осветляли воду в 2.2 раза быстрее, чем истощенный гребневиком голопланктон и меропланктон. Летом зоопланктон порта профильтровывал весь объем воды 30.0·10⁶ м³ за восемь суток (Селифонова, 2002). За сутки планктеры пропускали 11.9% объема всей водной

массы. В открытой части бухты объем воды $915.48 \cdot 10^6 \text{ м}^3$ фильтровался каждые 19 сут. В горле бухты в связи с уменьшением биомассы зоопланктона скорость фильтрации понижалась; для того, чтобы профильтровать аналогичный объем воды требовалось ~ 23.5 сут. Следовательно, в бассейне Новороссийского порта скорость фильтрации водной массы зоопланктоном осталась на прежнем уровне, однако в открытой части бухты за счет увеличения биомассы организмов голопланктона возросла в 1.5 раза. В бассейне Туапсинского порта процессы самоочищения наиболее интенсивно проходили летом и весной (за счет обильного развития коловраток). Весной зоопланктон профильтровывал весь объем воды $18.0 \cdot 10^6 \text{ м}^3$ за 10.5 сут., летом – 13 сут.; за сутки планктеры пропускали от 9.5% до 7.6% объема всей водной массы соответственно. В открытой части летом и осенью объем воды $32.0 \cdot 10^6 \text{ м}^3$ фильтровался каждые 13 сут., а весной в связи с более низкой биомассой зоопланктона скорость фильтрации понижалась до 29 сут. Инфузории в водах порта осветляли воду в среднем два раза быстрее, чем голопланктон и меропланктон.

Таким образом, в портовых водах Новороссийска и Туапсе, где концентрация береговых стоков предельно высока, скорость фильтрации и преобразование энергетического материала, поступающего со стоками (рацион в единицах биомассы и энергии на кубический метр в сутки, т.е. поток энергии, проходящий через часть планктонного сообщества), оказались достаточно высокими. Полученные нами данные о фильтрационной деятельности зоопланктона хорошо согласуются с показателями интенсивности самоочищения (временем полного оборота ОВ), полученными для конца 1990-х гг. (Селифонова, Лукина, 2001). Учитывая слабую фильтрационную активность зоопланктона в периоды аварийного разлива НУ, а также в холодное время года при слабом развитии протистофауны, когда вода фильтруется зоопланктоном в среднем 52 дня (Селифонова, Лукина, 2001), и зная, что величина биомассы зоопланктона в это время составляет 14.5–22% от суммарной годовой, можно предположить, что в зимнее время, а также в условиях нефтяного загрязнения роль фильтраторов и седиментаторов в процессах самоочищения будет ниже.

Вопрос об источниках пищи организмов зоопланктона необходим для понимания их значения в самоочищении. Поэтому мы попытались проследить некоторые закономерности питания метазойного планктона и простейших фитопланктоном и определить характер трофических взаимоотношений. Мы ограничились изложением тех сторон проблемы, которые хотя бы частично могли быть освещены по результатам собственных наблюдений. В последние годы в водах портов отмечена тенденция заметного увеличения обилия голопланктонных организмов. Если в конце 1990-х гг. их среднемноголетняя биомасса в Новороссийской бухте достигала 0.17 г/м^3 (Selifonova, 2000), то в 2004–2010 гг. показатели возросли до 0.36 г/м^3 в порту и до 0.52 г/м^3 в открытой части. В водах Туапсинского порта количество этих групп

организмов также возросло, начиная с 2009 г. По сравнению с концом 1990-х гг. их суммарная биомасса увеличилась в 1.5–2 раза (Селифонова и др., 2001), особенно заметное увеличение обилия наблюдалось в открытой части. Многолетние изменения в биомассе зоопланктона сопровождались падением численности и биомассы фитопланктона и его структурной перестройкой. За последние годы в Новороссийской бухте численность фитоценозов сократилась в 4.7 раз, биомасса в 3 раза, в Туапсинском порту – в 2.4 и 3.7 раза соответственно. Господство в планктоне диатомовых водорослей *Pseudosolenia calcar-avis*, видов рода *Neoceratium* и кокколитофорид *E. huxleyi*, привело к снижению доли съедобных водорослей. Известно, что кормовая ценность диатомовых водорослей, основной фон которых представляют крупные, игольчатые и колониальные формы, невелика (Морозова-Водяницкая, 1948). Еще меньшую питательную ценность такой планктон имеет для личинок донных беспозвоночных. При оценке пищевого рациона многие авторы отдают предпочтение нанопланктонным динофитовым водорослям, что связано с небольшими размерами веслоногих рачков (Петипа, 1981). Мягкий, лишенный жестких выростов панцирь клеток, небольшие размеры, округлые очертания делают динофитовые водоросли легко доступными объектами. В лабораторных условиях было доказано преимущество представителей динофитовых водорослей перед диатомовыми для воспроизводства популяций копепод рода *Acartia* (Ханайченко, 1999). При этом сделан вывод о том, что не морфологическая, а биохимическая адекватность пищевых объектов копепод, совпадающая с их пищевыми потребностями, является основной детерминантой процесса воспроизводства. Отметим, что катастрофическое снижение в 1990-е гг. численности планктонных фитофагов и эврифагов – основных потребителей продукции динофитовых водорослей, не привело к увеличению численности и биомассы этой группы фитопланктона в прибрежных водах Крыма и Кавказа (Ясакова и др., 2000; Поликарпов и др., 2003). Известно, что скорости роста фитопланктона в прибрежных водах лимитируются в основном неорганическими формами азотных соединений: летом – аммонием, зимой – нитратами (Стельмах и др., 2004; 2009). Учитывая избирательность питания копепод, можно предположить существование количественной связи между скоростью потребления фитопланктона зоопланктоном и объемом клеток доминирующих видов водорослей. Однако авторам удалось получить линейную зависимость между скоростью роста потребления фитопланктона зоопланктоном и относительной биомассой только для самой крупной диатомовой водоросли *Pseudosolenia calcar-avis*, линейные размеры которой достигают 300 мкм. По мере увеличения доли этого вида в суммарной биомассе нано- и микрофитопланктона скорость выедания зоопланктоном снижалась. Эта водоросль одна из немногих, которая практически не потребляется крупными черноморскими копеподами – калянусами (Петипа, 1981). Анализ долговременных изменений соотношения биомассы фитопланктона и

зоопланктона, проведенный в глубоководной восточной части Черного моря, показал, что угнетенное состояние зоопланктона в первую очередь обусловлено снижением кормовой ценности фитопланктона в результате изменения его таксономического состава (преобладание крупноразмерных диатомовых водорослей) (Брянцев, Брянцева, 2003).

Согласно основным экологическим постулатам, касающимся трофических сетей, наиболее эффективно работает пищевая цепь, в которой фитопланктон представлен диатомовыми водорослями, зоопланктон – копеподами, а рыбы-зоопланктонофаги занимают третий уровень (Sommer et al., 2002). В Новороссийской бухте и Туапсинском порту диатомовая ассоциация существует в течение большей части года (Селифонова, Ясакова, 2000; Ясакова, Селифонова, 2006; Селифонова, Ясакова, 2012а). Отношение биомассы диатомовых к биомассе динофитовых водорослей в периоды аномальных вспышек фитопланктона в Новороссийской бухте возрастает в 2.5–4.5 раза по сравнению со средним значением за анализируемый период, в Туапсинском порту 3.5–9.2 раза. В периоды интенсивных «цветений» воды фитопланктоном потребление колониальных диатомовых водорослей планктонными животными в некотором количестве не вызывает сомнения. Однако тесной связи между растительной и животной компонентами (фитофаги и эврифаги) в Новороссийской бухте и Туапсинском порту обнаружить не удалось. Найденные коэффициенты в первом ($r = -0.05-0.17$) и втором случаях ($r = +0.26-0.29$) нельзя считать значимыми, т.к. они не превышают табличного значения. Коэффициенты детерминации $S_{x,y} = r^2 = 0.0025-0.03$ (1) и $S_{x,y} = 0.067-0.084$ (2) показывают, что только 0.25–8.4% изменений в биомассе голопланктона и меропланктона зависят от биомассы фитопланктона, а 91.6–99.75% приходятся на другие факторы.

В последнее время установлено, что основным потребителем фитопланктона как в глубоководных, так и прибрежных районах Мирового океана является гетеротрофный нанопланктон и микрозоопланктон. В прибрежных водах эти микроскопические организмы размером 2–20 мкм и 20–200 мкм соответственно, включающие простейших, а также миксотрофных и гетеротрофных флагеллят, способны выедать от 57 до 90% первичной продукции (Odate, Imai, 2003; Calbet, Landry, 2004; Palomares-Carcia et al., 2006). Исследования, проведенные Л.В.Стельмах (2010), показали, что от количественных отношений между скоростью роста фитопланктона и скоростью его выедания микрозоопланктоном зависит сезонная динамика концентрации хлорофилла *a* в море. Интенсивное развитие фитопланктона, увеличение его биомассы и концентрации хлорофилла *a* может осуществляться лишь в том случае, если скорость роста фитопланктона превышает его потребление микрозоопланктоном. Максимальные скорости выедания черноморского фитопланктона зоопланктоном (1.0–2.5/сут.) отмечены в конце весны и начале осени, в периоды интенсивного развития диатомовых

водорослей *Chaetoceros socialis* и *C. curvisetus*, основным потребителем которого по (Sher, Sher, 2007) являются гетеротрофные флагелляты; минимальные – при низких температурах воды (7–8°C). В период доминирования в планктоне потенциально-токсичной диатомовой водоросли *Skeletonema costatum* удельная скорость потребления была невысока и составляла ≤ 0.5 /сут. Авторы полагают, что температура воды и качество растительной пищи оказывают существенное влияние на скорость потребления фитопланктона зоопланктоном. На основании вышеизложенного, можно предположить существование количественной зависимости между биомассами фитопланктона и гетеротрофного нанопланктона, микрозоопланктона (инфузорий), представленных в планктоне Новороссийской бухты и Туапсинском порту. Однако и в этом случае корреляционный анализ не позволил выявить такую зависимость. Найденные коэффициенты корреляции были недостоверными: в Новороссийской бухте – $r = -0.21-0.22$, в Туапсинском порту – $r = +0.05-0.36$. Только 0.25–12.9% изменений в биомассе инфузорий и зоофлагеллят зависело от биомассы фитопланктона, 87–99% приходилось на другие факторы, среди которых немаловажную роль играет детрит. Взаимосвязь между фитопланктоном и зоопланктоном, рассматриваемая обычно как «растения – фитофаги» действует при наличии пастбищного режима питания во время цветения потребляемых форм фитопланктона. Однако, основная масса первичного ОВ, создаваемого фитопланктоном, становится доступной для планктонных животных в качестве источника пищи только после ее отмирания и бактериального разложения, т.е. в виде детрита. С одной стороны это влечет за собой образование промежуточного звена пищевой цепи – микрогетеротрофов, которое обеспечивает трансформацию такого ОВ. С другой – обуславливает развитие метазойных организмов с детритной стратегией питания (ночесветок, коловраток синхет, ракообразных *P. polyphemoides* (*Cladocera*), личинок балянусов, полихет рода *Polydora*), а также копепод-хватателей рода *Acartia* с широким спектром питания. Увеличение роли детритофагов безусловно связано с нарастанием в бухте ОВ вследствие антропогенной эвтрофикации. В этом случае значение водорослей для планктонных животных представляется важным, но не единственным. Следовательно, пищевая адаптация зоопланктона в водах портов не пошла по пути использования растительного звена. В литературе имеются сведения, что относительно простые и линейные связи между организмами, входящими в состав пищевой цепи, существуют только на очень ранних стадиях развития экосистемы. Использование чистой продукции здесь происходит преимущественно в пастбищных пищевых цепях. На более зрелых стадиях развития пищевые цепи превращаются в сложные сети и большая часть потока энергии идет по детритному пути, т.е. к первичной продукции добавляется дополнительная продукция за счет потребления гетеротрофов и детрита (Одум, 1975; Сорокин, 1982). Именно детрит является наиболее важным компонентом в биотическом круговороте вещества и энергии (Сорокин,

1996в). Этот биоценологический механизм отражается на особенностях функционирования портовых экосистем в целом.

По результатам функционального анализа пелагической экосистемы Новороссийской бухты, проведенного в 1990-х гг., выявлена несбалансированность первичной продукции и энергетических трат планктонными гетеротрофами (Селифонова, 2002). Соотношение первичной продукции к суммарной суточной деструкции планктонного сообщества (P/D) в теплое время года (весна-осень) составляло – 0.23. «Чистая» продукция была отрицательна, поскольку интенсивно протекающие процессы гетеротрофной деструкции избыточного аллохтонного ОВ способствовали растрачиванию энергии. Следовательно, основной поток энергии в бухте проходил не через «пастбищную», а через «детритную» пищевую цепь. На начальных стадиях развития (автотрофная продукционная фаза сукцессии) планктонному сообществу был свойственен необычайно высокий уровень первичной продукции. Соотношение P/D зимой за счет сравнительно высоких величин фотосинтеза колебалось от 2.7 до 3.9, т.е. энергия «чистой» продукции в этот период была положительной. В последующем более зрелом сообществе накопленный запас энергии растрачивался консументами и экосистема функционировала в значительной мере за счет энергии накопленного в воде запаса ОВ, которое включалось в пищевую цепь при участии бактерий. Этот генеральный процесс накопления энергии и последующего растрачивания накопленного запаса позволяет говорить о некотором цельном процессе сукцессии планктонного сообщества в неритической и глубоководной части Черного моря (Виноградов и др., 1992). В Новороссийской бухте весной, когда биомасса фитопланктона понижалась, первичной продукции было недостаточно для развития микрогетеротрофов. Их рационы в 9–15 раз превышали продукцию фотосинтеза растений и могли формироваться в основном из источников аллохтонного ОВ, поступающего в бухту. Биологические сообщества, главным образом бактерии и инфузории сохраняли высокий потенциал самоочищения и вполне справлялись с деструкционной переработкой поступающего в бухту избыточного ОВ даже во время наибольшего прогрева вод и пресса хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi* на голопланктон и меропланктон.

Чтобы изучить основные закономерности функционирования водной экосистемы, описать механизм круговорота ОВ и выяснить ее потенциальные способности к самоочищению необходимо проанализировать экосистему на всех трофических уровнях с полным учетом основных компонентов. Нами накоплен и проанализирован достаточный фактический материал, собранный в Новороссийской бухте и Туапсинском порту в 2004–2010 гг., для расчета ориентировочных энергетических балансов и функциональных параметров портовых экосистем (Селифонова, 2012а, г). Элементы суточного баланса энергии в таких экосистемах были рассчитаны для июля-августа последних лет, когда в прибрежье развиваются кризисные

процессы – на фоне высоких температур и рекреации уровень органического загрязнения повышается, а хищный гребневик *M. leidyi* оказывает наибольшее воздействие на планктонных фильтраторов. Пример такого расчета для портовых вод Новороссийска и Туапсе приводится в таблице 5.2. Аналогичные балансовые расчеты были сделаны и для районов, прилежащих к портам. В соответствии с результатами балансовых расчетов построены схемы потоков энергии в экосистемах.

Элементы балансового равенства указывали на большую ассимиляционную емкость экосистемы Новороссийской бухты по отношению к загрязняющим веществам. Суммарные суточные рационы гетеротрофов в портовых водах (164.5 кДж/м^2) ~ в 6.5 раз выше продукции, производимой планктонной альгофлорой, в открытой части (78.4 кДж/м^2) – в три раза. При анализе энергетических потоков в экосистеме Новороссийского порта стало очевидно, что рацион протозойного планктона, главным образом инфузорий, значительно превышал продукцию бактериопланктона и фитопланктона (рисунок 5.1).

Таблица 5.2 – Элементы суточного баланса энергии в портовых экосистемах летом

Компонент сообщества	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>F</i>	<i>D/ΣD</i>
	кДж/м ²						%
Новороссийский порт							
Фитопланктон	29.8	25.3	29.0	–	3.7	–	4.4
Бактериопланктон	33.9	27.5	85.9	85.9	58.4	–	69.84
Инфузории, зоофлагелляты	16.9	24.2	44.0	73.3	19.8	29.3	23.6
Голо-, меропланктон	7.1	0.8	1.8	3.0	1.0	1.2	1.2
Гребневики (мнемиопсис, берое)	1.25	0.05	0.1	0.16	0.05	0.06	0.06
Ноктилюка	1.7	0.1	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1
Зообентос	7.3	0.25	0.83	1.66	0.58	0.83	0.7
Рыбы	2.0	0.03	0.12	0.15	0.09	0.03	0.1
Туапсинский порт							
Фитопланктон	6.4	5.4	6.2	–	0.8	–	1.5
Бактериопланктон	26.3	21.3	66.6	66.6	45.3	–	84.5
Инфузории, зоофлагелляты	10.5	7.3	13.2	22.0	5.9	8.8	11.0
Голо-, меропланктон	5.2	0.6	1.3	2.1	0.7	0.8	1.3
Ноктилюка	0.75	0.05	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Гребневики (мнемиопсис, берое)	0.75	0.06	0.12	0.2	0.06	0.08	0.1
Зообентос	6.8	0.23	0.76	1.52	0.53	0.76	1.0
Рыбы	0.4	0.006	0.03	0.04	0.24	0.01	0.4

Примечание. *B* – биомасса, *P* – продукция, *A* – усвоенная пища, *C* – рацион, *D* – деструкция, *F* – неусвоенная пища

В этом случае единственным источником дополнительной пищи могла быть аллохтонная бактериальная биомасса, попадающая в бухту с суши со сточными водами и с поверхностным стоком. Ее потребление инфузориями является, по-видимому, одной из важнейших функций как агента естественного самоочищения. При сравнительно небольшой биомассе голопланктона

и меропланктона, деятельность микрогетеротрофов в пищевой цепи «бактерии – зоофлагелляты – инфузории», так называемой «микробной петли» (Ducklow et al, 1986), оказывается достаточной для эффективного самоочищения. В портовых водах, которые воспринимают высокие нагрузки детрита и микробной массы с втекающими береговыми антропогенными стоками, создается большой запас пищи в виде вирусов, патогенной и условно патогенной микрофлоры, доступной для инфузорий и зоофлагеллят. Такая микробная пищевая цепь, созданная бактериями при участии простейших, являлась основным фактором в ходе деструкции ОВ в загрязненных водах Новороссийского порта. На основании тех же данных, которые послужили основой для составления энергетических балансов и схем потоков энергии, нами произведена попытка описать механизм круговорота ОВ в загрязненных водах. Как известно, уровень минерализации ОВ зависит от интенсивности деструкции, которая осуществляется в процессе дыхания. Интенсивность биологического самоочищения Новороссийской бухты, определенная по суммарному дыханию гетеротрофов, в период разрастания кризисных процессов в условиях эвтрофирования вод и пресса хищников, была в 1.5–3 раза выше первичной продукции.

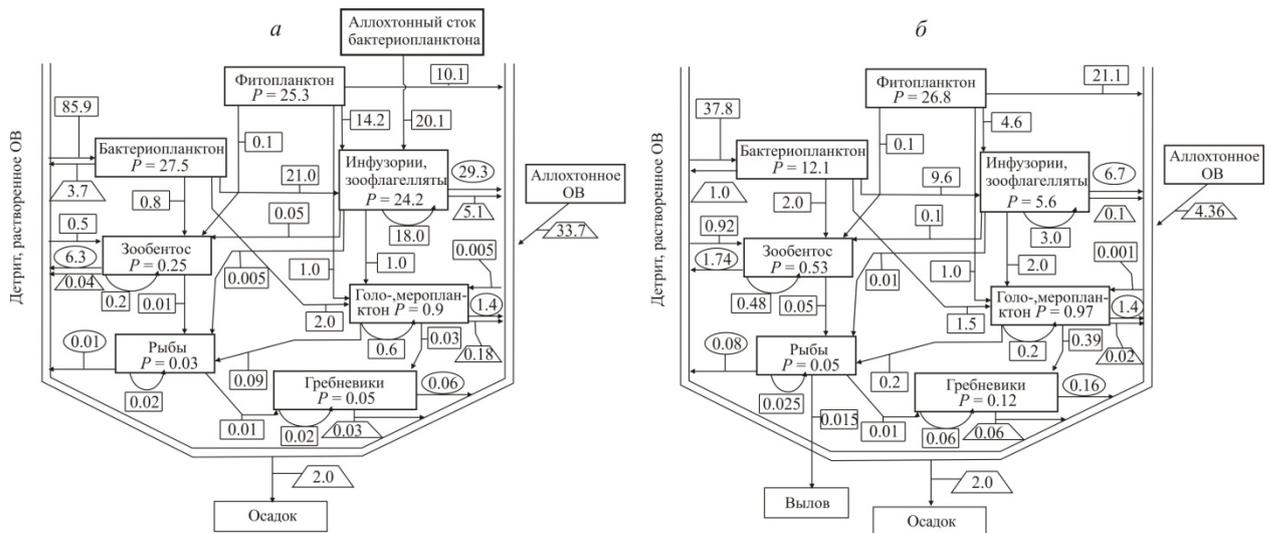


Рисунок 5.1 – Схема потоков энергии (в kJ/m^2) в экосистеме Новороссийской бухты летом. а – порт, б – открытая часть.

Цифры в квадратах – рационы последующего трофического звена, в кружках – неусвоенная часть рационов, в трапециях – непотребленная продукция

Следовательно, «емкость» сообщества гетеротрофов или их способность к переработке в своей трофической цепи ОВ рассчитана именно на такую нагрузку. Мы полагаем, что в природных условиях при учете всех компонентов экосистемы, в том числе донных биоценозов и обрастаний макрофитов, последнее соотношение будет ниже. В общем масштабе бухты доля сублиторальной растительности и фитофильной фауны в процессах самоочищения весьма значительна. Тем не менее, как показывают наши исследования, интенсивность процессов

самоочищения в пелагической экосистеме Новороссийской бухты, рассчитанная на единицу площади достаточно высока.

Суммарное дыхание гетеротрофов в водах Туапсинского порта почти на порядок выше первичной продукции растений. Дополнительный энергетический «вход» в экосистему порта составлял 42.8 кДж/м^2 , в экосистему открытой части, фактически являющейся эстуарной зоной рек Туапсе и Паук, – 20.6 кДж/м^2 (рисунок 5.2).

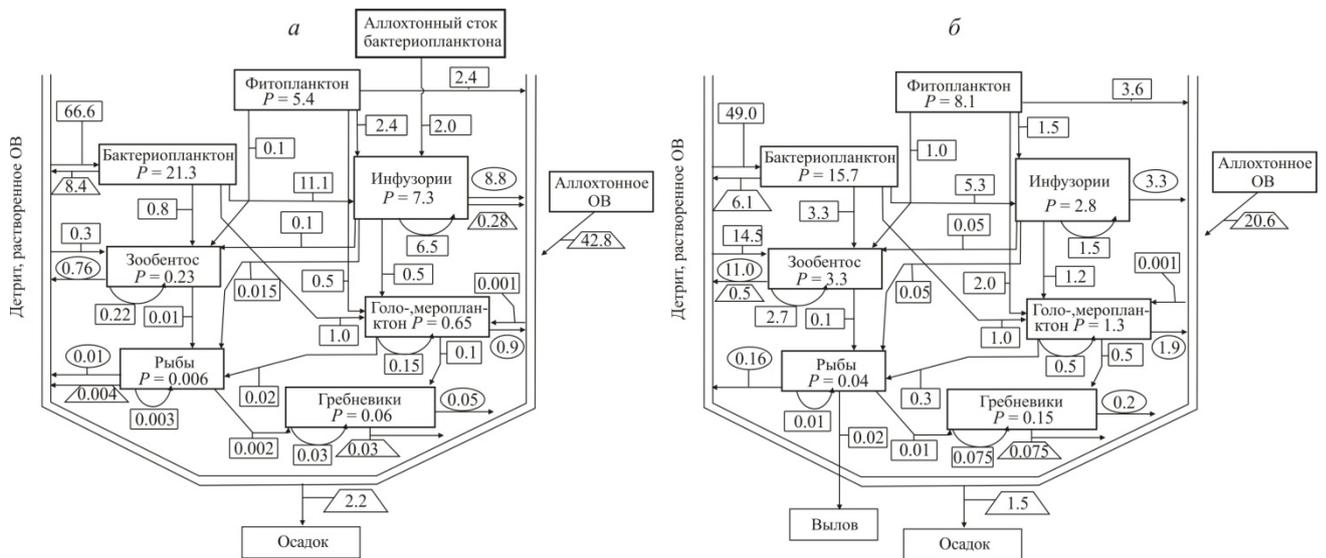


Рисунок 5.2 – Схема потоков энергии (в кДж/м^2) в экосистеме Туапсинского порта летом. Усл. обозн. см. рисунок 5.1

В Новороссийской бухте эти показатели составляли 33.7 кДж/м^2 и 4.36 кДж/м^2 соответственно (см. рисунок 5.1). В условиях, когда береговой сток ОВ антропогенного происхождения высок, дефицит энергии в экосистеме мог покрываться только за счет аллохтонного ОВ. Судя по приведенным параметрам энергетические потребности населения пелагиали в аллохтонном ОВ в Туапсинском порту в 8 раз превышали продукцию, производимую фитопланктоном; в Новороссийском порту – среднем в 1.5 раза. Основная деструкционная нагрузка в Туапсинском порту приходилась на бактериальное звено, через которое проходило $\sim 4/5$ потока энергии (72–84.5% суммарного дыхания); в Новороссийской бухте – более $3/5$ потока энергии (70% суммарного дыхания). Микроорганизмы являются основными редуцентами попадающих в бухту отходов, включая непотребленную продукцию гетеротрофов, фекалий фауны и аллохтонное ОВ. По работе (Сорокин, 1996в) все эти три источника мертвого ОВ формируют детритный пул водных экосистем, т.е. запас лабильного ОВ (доступного для бактерий) в виде взвеси и растворенной фракции ОВ. На схемах этот детритный пул изображен в виде рамки котла, который объединяет эко систему в единое

целое. Котел имеет много энергетических входов, но только два выхода: один к бактериям, другой – в донные осадки в виде захороняемого ОВ. Из этих схем видно, что мертвое ОВ детритного пула включается в детритную цепь и подвергается в ней первичной деструкции через бактериальное звено. Наряду с бактериями в самоочищении принимают участие и другие группы организмов (зоофлагелляты, инфузории). Существенно и то, что доля участия последних в детоксикации загрязнителей органического происхождения в Новороссийской бухте достигала 12–24%, в Туапсинском порту была заметно ниже – 4.7–11%. Воздействие нефтяного загрязнения очевидно депрессировало развитие ресничных простейших. В период катастрофического разлива нефтепродуктов (2004–2006 гг.) в водах Туапсинского порта отмечено почти полное отсутствие раковинных инфузорий в составе цилиатоценоза (Селифонова, Ясакова. 2006). Анализ энергетической схемы показывает, что продукция инфузорий была почти в три раза ниже по сравнению с Новороссийским портом. Это указывает на снижение роли животных компонентов пищевой цепи в метаболизме экосистемы Туапсинского порта и ее более низкую ассимиляционную емкость по отношению к загрязняющим веществам. Однако при существующем уровне развития фитопланктона (в 3.5–5 раз ниже в сравнении с Новороссийской бухтой) и хорошем водообмене с открытым морем планктонные гетеротрофы Туапсинского порта хорошо справлялись с нагрузкой ОВ автохтонного и аллохтонного происхождения даже в периоды разрастания кризисных процессов в экосистеме.

Достаточно высока вероятность разрастания кризисных процессов и дестабилизации экосистем южных морей под воздействием жизнедеятельности хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi*, поэтому оценка его роли в функционировании портовых экосистем заслуживает специального рассмотрения. Основной пищей гребневика являются организмы голопланктона, меропланктона, икра и мелкие личинки рыб (Цихон-Луканина, Резниченко, 1991; Цихон-Луканина и др., 1991). Элиминация зоопланктона гребневику приводит к упрощению трофической цепи и утрате способности экосистемы к биотическому самоочищению, что способствует еще более сильной ее деформации. С появлением в Черном море гребневика *Beroe ovata*, основным объектом питания которого служит *M. leidyi*, наметилась тенденция к восстановлению черноморской экосистемы, что проявляется в сбалансированном чередовании максимумов развития гребневику *M. leidyi*, *B. ovata* и кормового зоопланктона (Виноградов и др., 2002). Именно благодаря появлению *B. ovata* произошло значительное снижение среднегодовой биомассы *M. leidyi*, что обеспечило многократное (почти в 10 раз) увеличение численности копепод и меропланктона в прибрежных водах Крыма (Губарева и др., 2004). Согласно произведенным нами модельным расчетам *M. leidyi* выедал до 3–15% продукции метазойного планктона в портовых водах городов Новороссийска и Туапсе и 40–51.5% за их

пределами. Для сравнения, в Азовском море в пик своего развития *M. leidyi* при полном отсутствии конкурентов выедает до 83–97% продукции зоопланктона, что приводит к резкой редукции его видового состава, биомассы и разрастанию кризисных процессов в экосистеме открытого моря и Таганрогского залива (Селифонова, 2008а, Селифонова, 2010а). В таких условиях только самая ничтожная часть первопищи может перерабатываться в трофической цепи почти нацело истребленным зоопланктоном. В целом, приведенные данные свидетельствуют о стабилизации портовых экосистем на более высоком, чем в 1990-е гг., продукционном уровне.

В свете сказанного можно заключить, что большая часть общего потока энергии в исследуемых портах Новороссийска и Туапсе проходила через детритную пищевую цепь с участием бактерий и простейших. Через стадию мертвого ОВ использовалось более 90% энергии, а за их пределами – 80%. Это положение подтверждается высокой биомассой и большей долей участия простейших в осаждении ОВ. Роль голопланктона и меропланктона в экологически подавленных условиях сравнительно была невелика и колебалась от 1.2% в портах до 3.5% за их пределами. Желетелые организмы (ночесветка, гребневики) несмотря на значительную сырую биомассу в среднем расходовали не более 0.15–0.5% энергетического материала. Как считает Т.Д.Кривенцова (1978), решающую роль в деструкции ОВ в чистых водах играет зоопланктон и фитопланктон, а при органическом загрязнении преимущественное значение имеет бактериопланктон. Значение бактериопланктона в общем балансе энергии возрастало в более эвтрофных портовых районах, т.к. такое сообщество способно существовать при постоянном притоке аллохтонного ОВ, а его гетеротрофная деструкционная активность направлена, главным образом, на усвоение и минерализацию накапливающейся биомассы бактерий.

Лиман «Змеиное озеро». Энергетический баланс экосистемы лимана «Змеиное озеро» был рассчитан для лета – начала осени (август-сентябрь) в соответствии со сроками заселения ее чужеродными видами. Хищные гребневики в лимане отсутствовали (Selifonova, 2014). Исходные материалы и результаты балансовых расчетов, представленные в таблицах 5.3, 5.4 были использованы для построения рисунка 5.3. Согласно расчетам в конце лета – начале осени планктонное сообщество находилось в гетеротрофной фазе сукцессии. Емкость гетеротрофов, населяющих экосистему лимана, была рассчитана на нагрузку ОВ в 15–25 раз превышающую суточную первичную продукцию фитопланктона ($P/D = 0.07–0.1$). По (устн. сообщ. Ясакова О.Н., ИАЗ ЮНЦ РАН) обилие фитопланктона в лимане было низким. Его численность колебалась от 4.3 до 10.7 тыс. кл./л, биомасса – 0.01–0.16 г/м³. Диатомовые водоросли родов *Pseudo-nitzschia*, *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Thalassionema*, *Pseudosolenia* и др. составляли 71–79% общей численности фитопланктона, динофитовые – 18–22%, синезеленые водоросли –

3.5–8%. В последние годы в бассейнах портов северо-восточного шельфа наблюдали значительное снижение обилия фитопланктона (Селифонова, Ясакова, 2012а). Считается, что спад в развитии фитопланктона – процесс постепенного ослабления эвтрофикации или «де-эвтрофикации» черноморской экосистемы, который отмечен с 2002 г. (Юнев и др., 2009; Заика, 2011). Однако в функционировании экосистем наиболее уязвимых зон определенную роль продолжали играть организмы с низкой эффективностью трансформации вещества и энергии по пищевым цепям, о чем свидетельствовали периодические интенсивные цветения жгутиковых водорослей.

Таблица 5.3 – Энергетический баланс основных компонентов экосистемы лимана «Змеиное озеро» в конце лета – начале осени

Компоненты пищевой сети	P/B	K_2	U	Cal/ мг	$\text{кДж} / \text{м}^2$						$D / \sum D$
					B	P	A	C	D	F	
Фитопланктон	0.85	0.87	–	0.7	3.6	3.06	3.5	–	0.44	–	1.1
Бактериопланктон	0.81	0.32	–	1.5	23.2	18.8	58.7	58.7	39.9	–	86.8
Инфузории	0.7	0.55	0.6	0.9	8.4	5.9	10.7	17.8	4.8	7.1	10.4
Голопланктон, Меропланктон	0.12	0.45	0.6	0.7	1.6	0.2	0.44	0.73	0.24	0.29	0.5
Зообентос	0.035	0.3	0.5	0.25	6.9	0.24	0.8	1.6	0.56	0.8	1.2

Примечание. Коэффициенты для энергетических балансов рассчитаны по работам Ю.И.Сорокина (1982), В.Е.Заика (1973), В.Н.Гресе (1978), М.Е.Виноградова, Э.А.Шушкиной (1987)
Усл. обозн. см. таблица 5.2

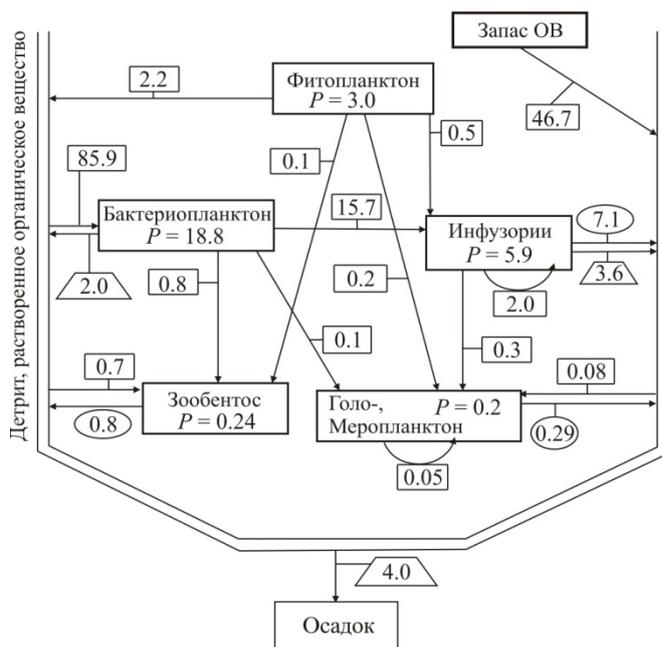


Рисунок 5.3 – Схема потоков энергии (в кДж/м²) в экосистеме лимана «Змеиное озеро» в конце лета – начале осени.
Усл. обозн. см. рисунок 5.1

Таблица 5.4 – Численность (N , кл, экз./м³) и биомассас (B , г/м³) основных компонентов экосистемы лимана «Змеиное озеро»

Месяц, год	Темп. t°C	Фитопланктон, 10 ³ кл/л			Гетеротроф. бактерии, 10 ⁶ кл/мл	Инфузории, 10 ⁶ экз./м ³	Голопланктон, 10 ³ экз./м ³		Меро- планктон, 10 ³ экз./м ³	Зообентос, 10 ³ экз./м ²
		Диато- мовые	Динофи- товые	Общее кол-во			Копе- поды	Общее кол-во		
		<i>N/B</i>	<i>N/B</i>	<i>N/B</i>			<i>N/B</i>	<i>N/B</i>		
Сентябрь, 2010	22.3	8.6/0.05	4.3/0.01	23.7/0.06	3.31/0.63	2.5/0.1	31.2/0.13	31.3/0.38	1.1/0.006	0.35/5.0
Март, 2011	8.0	296/0.12	15.4/0.1	316/0.25	0.89/0.17	13.0/0.2	14.8/0.15	16.1/0.16	0	16.6/23
Май, 2011	14.5	601.3/0.55	199.2/0.1	805.7/0.7	2.2/0.39	18.4/0.47	3.5/0.009	18.9/0.47	2.8/0.039	1.9/6.7
Август, 2011	26.1	63.6/0.27	10.7/0.16	87.9/0.44	4.78/0.85	46.1/0.82	13.8/0.06	13.9/0.06	1.6/0.017	3.0/8.2
Ноябрь, 2011	12.5	45.6/0.1	7.8/0.02	55/0.13	1.8/0.25	10.7/0.25	5.7/0.03	6.7/0.03	0	1.6/9.7

Экосистема лимана функционировала в значительной мере за счет энергии накопленного в воде запаса ОВ, которое включалось в пищевую цепь при участии бактерий. Этим она отличалась от других исследованных нами экосистем северо-восточного шельфа, где была достаточно высока доля аллохтонного ОВ (Селифонова, 2012а). Запас ОВ в такой экосистеме, как и в открытой части Черного моря (Сорокин, 1982) очевидно формировался в основном во время автотрофной фазы сезонной сукцессии планктонного сообщества, т.е. в период весеннего цветения воды фитопланктоном. В основе антропогенной трансформации экосистемы лимана лежала деградация звеньев трофической цепи в бентали. Плотность зообентоса в среднем составляла 4.7 тыс. экз./м², биомасса 10.5 г/м². В рыхлых грунтах доминировало устойчивое к эвтрофированию вод сообщество *Capitella* (полихеты, нематоды, олигохеты). Сильный запах сероводорода, характерный для грунтов лимана, мог свидетельствовать о присутствии в донных осадках лабильных сульфидов. Согласно расчетам на дыхание донных животных расходовалось 1.2% энергетического материала. В таких условиях продукционно-деструкционные функции донных сообществ перераспределялись к планктонным и функционирование экосистемы осуществлялось на уровне микрогетеротрофов (бактерий и ресничных простейших). При максимальной биомассе 1.67 г бактерии и инфузории включали в круговорот около 4.0 г первопищи. Доля гетеротрофного бактериопланктона в суммарной деструкции экосистемы достигала 86.8%, доля инфузорий – 10.4%. Численность гетеротрофного бактериопланктона в конце лета – начале осени соответствовала верхнему уровню эвтрофных вод – 3.1–4.78 млн кл./мл при биомассе 0.64–0.85 г/м³. В августе наблюдали максимальное развитие инфузорий – 46.1 млн экз./м³ (биомасса 0.82 г/м³). Доля фильтраторов голо- и меропланктона в деструкции ОВ лимана была невелика – 0.5%.

Несмотря на значительное эвтрофирование вод лимана исключительно высокая интенсивность метаболизма экосистемы при сбалансированности процессов автотрофной продукции и гетеротрофной деструкции сдерживала развитие кризисных процессов. Известно, что разность между деструкцией и первичной продукцией характеризует функцию самоочищения, выполняемую экосистемой данного бассейна (Сорокин, 1982). Деградация пищевой цепи неизбежно приводит к «расшатыванию» структуры антропогенно трансформированных экосистем, и они становятся уязвимы к биоинвазиям видов, «прогрессивных» по отношению к загрязнению и потенциально-токсичных. На этом фоне создавались чрезвычайно благоприятные условия для вселения в экосистему лимана чужеродных видов, заносимых с балластными водами коммерческих судов. В лимане «Змеиное озеро», который находится на расстоянии 24 км к северо-западу от

нефтетерминала «КТК-Р» п. Южная Озереевка, обнаружено – 12 видов-интродуцентов, находящихся на разных стадиях акклиматизации (5 – Copepoda, 2 – Polychaeta, 5 – Tintinnida) (см. главу 4). Расширение в прибрежных водах сети антропогенных экосистем-реципиентов биоинвазий и интенсификация сброса балластных вод несомненно может заметно повлиять на биоразнообразие и продуктивность северо-восточного шельфа Черного моря.

Сочинский порт. Элементы суточного баланса энергии для экосистемы Сочинского порта были рассчитаны для июля. В это время гребневик *M. leidy* оказывал наибольшее повреждающее воздействие на зоопланктон (Селифонова, 2014 г). Схема потоков энергии в экосистеме между ее ключевыми компонентами представлена на рисунке 5.4а.

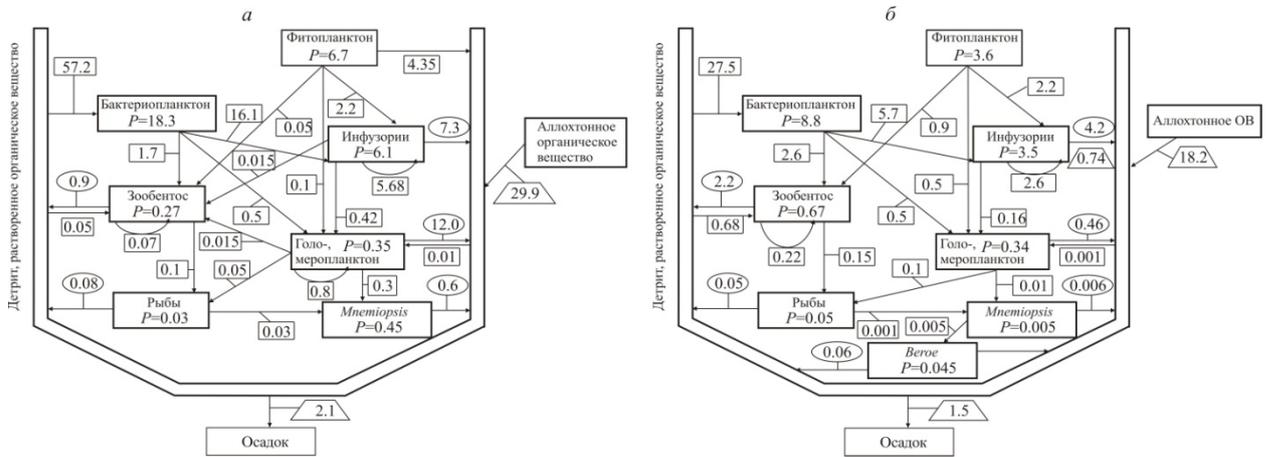


Рисунок 5.4 – Схема потоков энергии (в kJ/m^2) в экосистеме Сочинского порта (а) в июле и Таманского порта (б) в июле – августе

В основе антропогенной трансформации экосистемы Сочинского порта лежала деградация звеньев трофической цепи в бентали. В рыхлых грунтах с сильным запахом сероводорода обнаружены многочетинковые черви родов *Heteromastus*, *Capitella*, *Nephtys*, нематоды, олигохеты. Плотность донных животных составляла 10 тыс. экз./ m^2 при биомассе 15 г/м^2 . На долю зообентоса приходилось 1.3% суммарной деструкции. Функционирование экосистемы осуществлялось на уровне микрогетеротрофов. Общее количество гетеротрофных бактерий (4 млн кл./мл при биомассе 0.78 г/м^3) соответствовало верхнему уровню эвтрофных вод. Энергетической основой для функционирования бактерий было аллохтонное ОВ, поступающее с речными водами (29.9 кДж/м^2), и автохтонное ОВ, продуцируемое фитопланктоном (6.7 кДж/м^2). Согласно расчетам деструкцию ОВ на 83.9% осуществляло бактериальное сообщество и на 10.5% инфузории. На долю инфузورий приходилось 70% биомассы зоопланктона или 0.4 г/м^3 .

Значительную часть инфузорий составляли мелкие олиготрихиды рода *Strombidium*. При максимальной биомассе 1.18 г бактерии и инфузории включали в круговорот около 2.3 г первопищи. Организмы голо- и меропланктона ввиду их слабого развития и подавленности гребневиком *M. leidyi*, играли менее значительную роль в продукционно-деструкционных процессах. В июле хищный гребневик *M. leidyi* достигал сезонного максимума развития. Численность его молоди в водах порта составляла 100 экз./м², биомасса 15 г/м². Согласно балансовым расчетам гребневик выедал до 85.7% продукции голо- и меропланктона и практически всю продукцию рыб, что вызывало снижение их количества. Голо- и меропланктон мог использовать только 1.5–3.0% продукции фитопланктона и бактерий, что значительно снижало самоочищающие способности экосистемы порта. Зоопланктон в среднем расходовал 0.9% энергетического материала, гребневик мнемнопсис – 0.9%, рыбы – 0.2%. Согласно расчетам емкость сообщества гетеротрофов к переработке ОВ, оцененная по их суммарному дыханию, почти в 7 раз превышала первичную продукцию фитопланктона ($P/D = 0.14$). По (устн. сообщ. О.Н. Ясаковой, ИАЗ ЮНЦ РАН) биомассу фитопланктона (0.45 г/м³) на 50% формировали диатомовые водоросли родов *Nitzschia*, *Pseudo-nitzschia* и *Pseudosolenia calcar-avis*, на 10% из эвгленовые водоросли, показательные для загрязненных и опресненных участков моря. Организмы фитопланктона на дыхание расходовали 2.3% энергетического материала.

Таманский порт. Энергетический баланс экосистемы Таманского порта был рассчитан для лета (июль – август). В это время гребневик *B. ovata* оказывал корректирующее воздействие на экосистему (снял пресс «возмущающего» влияния хищника *M. leidyi* на зоопланктон). Схема потоков энергии в экосистеме между ее ключевыми компонентами представлена на рисунке 5.4б. Экосистема открытого Таманского порта с достаточно эффективным естественным самоочищением вод являлась основой нормальных портовых экосистем. Кризисные явления в такой экосистеме не развивались даже в период наибольшей антропогенной нагрузки и пресса хищников. Хороший водообмен в зоне причалов порта способствовал интенсивному перемешиванию прибрежных вод с открытым морем, процессам самоочищения и, как следствие, снижению уровня эвтрофирования вод. В отсутствие сероводородного заражения донных осадков в экосистеме сохранилась нормальная пищевая цепь, включая сообщество моллюсков-фильтраторов ракушечно-песчаных биоценозов глубин 5–10 м – *C. gallina*. На илистом песке глубин 13–17 м размещалось сообщество *Prionospio* sp. + *C. gallina*. Биомасса донных животных в среднем была в 6 раз выше, чем в полузамкнутых портах Новороссийска и Туапсе. Плотность поселений составляла 1.12 тыс. экз/м², биомасса –

32.6 г/м². Главную роль в пищевой цепи Таманского порта играли бактерии и ресничные простейшие. Их биомасса была на уровне мезотрофных вод, т.е. в 3–3.5 раза ниже, чем в водах Новороссийского порта. Биомасса гетеротрофных бактерий составляла 0.29 г/м³, инфузорий – 0.21 г/м³. Доля бактериопланктона в суммарной деструкции достигала 78%, доля инфузорий – 11.7%. Из трофодинамической модели экосистемы Таманского порта видно, что энергетической основой для функционирования гетеротрофных бактерий могло служить аллохтонное ОВ, поступающее с водами Керченского пролива (18.1 кДж/м²). Доля фильтраторов голо- и меропланктона в деструкции была невелика 1.5%. В ловах сетью Б-Р преобладали особи гребневиков размером 24–31 мм. Их численность достигала 35 экз./м², биомасса 9 г/м². Гребневик *B. ovata* выедал практически всю продукцию, производимую *M. leidyi*. Хищный мнемипсис мог использовать в пищу только ничтожную часть продукции голо-, меропланктона и рыб ~2–3%, что повышало самоочищающую способность экосистемы. В целом, гребневики расходовали не более 0.02–0.2% энергетического материала, рыбы – 0.6%. Согласно расчетам суммарное дыхание гетеротрофов почти в 6 раз превышало первичную продукцию фитопланктона (P/D = 0.15). По (устн. сообщ. О.Н. Ясаковой, ИАЗ ЮНЦ РАН) биомасса фитопланктона была низка – 0.24 г/м³. Ее формировали диатомовые водоросли (*Pseudosolenia, Ceratium*) и динофитовые водоросли (*Protoperidinium, Dinophysis, Diplopsalis*). На дыхание фитопланктона приходилось 1.7% общей деструкции.

Для расчета ориентировочных энергетических балансов и функциональных параметров экосистем курортных городов Геленджика и Анапы нами проанализирован материал, собранный в 2005–2007 и 2009–2011 гг. Элементы суточного баланса в таких экосистемах были рассчитаны для июля-августа последних лет (таблица 5.5).

Геленджикская бухта. Результаты модельных и экспериментальных исследований экосистемы Геленджикской бухты и ее потенциальной возможности к самоочищению, выполненных в 1977 г., 1988 г. (Сорокин, 1996в) и 2011 г., показали, что за этот период времени экологическая обстановка здесь была достаточно благополучной. Биологические сообщества сохраняли высокий потенциал самоочищения и вполне справлялись с деструкционной переработкой поступающего в бухту избыточного ОВ даже в периоды наибольшей рекреационной нагрузки. Наблюдавшиеся летом 1988 г. (Сорокин, 1996в) и 2011 г. максимумы численности бактериопланктона были кратковременными. В экосистеме Геленджикской бухты в условиях высокого уровня эвтрофирования вод и локального сероводородного заражения донных осадков сохранилась нормальная пищевая цепь, включая зообентос и макрофиты (рисунок 5.5).

Таблица 5.5 – Элементы суточного баланса энергии в экосистемах курортных городов летом

Компонент сообщества	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>F</i>	<i>D/ΣD</i>
	кДж/м ²						%
Геленджикская бухта							
Фитопланктон	15.4	13.0	14.9	–	1.9	–	2.3
Бактериопланктон	37.6	30.4	95.0	95.0	64.6	–	76.3
Инфузории, зоофлагелляты	19.6	13.7	24.9	41.5	11.2	16.6	13.2
Голо-, меропланктон	8.7	1.0	2.22	4.44	1.22	2.22	1.5
Мнемиопсис	1.25	0.05	0.1	0.16	0.05	0.06	0.06
Берое	2.5	0.1	0.2	0.33	0.1	0.13	0.1
Зообентос	45.7	1.6	5.3	10.6	3.7	5.3	1.5
Рыбы	40.0	0.6	2.4	3.0	1.8	0.6	2.14
Макрофитобентос	–	6.2*	–	–	–	–	–
Анапская бухта							
Фитопланктон	8.8	7.5	8.6	–	1.12	–	0.91
Бактериопланктон	62.8	50.8	158.7	158.7	107.9	–	88.2
Инфузории, зоофлагелляты	11.7	8.1	14.7	24.5	6.6	6.6	5.4
Голо-, меропланктон	13.4	1.6	3.5	5.8	1.9	2.3	1.5
Мнемиопсис	2.5	0.1	0.16	0.26	0.06	0.1	0.05
Берое	7.5	0.3	0.6	1.0	0.3	0.4	0.35
Зообентос	28.6	1.0	3.3	6.6	2.3	3.3	1.9
Рыбы	46.7	0.7	2.8	3.5	2.1	0.7	1.7

Примечание. * – продукция макрофитов рассчитана кислородным скляночным методом по работе Ю.И.Сорокина (1996)

В донных биоценозах располагалось сообщество двусторчатого моллюска-фильтратора *C. gallina* (Мельник, 2003). Состав макрофитов свидетельствовал о средней степени загрязненности вод бухты ОВ (Березенко, 2003). Бентосные сообщества были деградированы в районе порта и городских сточных вод. В верхнем слое донных осадков этих участков содержание губительных для животных лабильных сульфидов достигало критических величин 700–900 мг/Сдм³ сырого ила (Сорокин, Закусина, 2008). В периоды наибольшей рекреационной нагрузки деструкционная активность экосистемы резко возрастала, что предотвращало рост запаса усвояемого ОВ в воде. «Емкость» сообщества гетеротрофов к переработке ОВ, оцененная по их суммарному дыханию, летом 2011 г. почти в 6.5 раз превышала первичную продукцию фитопланктона ($P/D = 0.15$). Суммарные суточные рационы гетеротрофов (155 кДж/м²) были ~ в 12 раз выше продукции, производимой планктонной альгофлорой. По данным работы (Ясакова, 2012) наибольший вклад в биомассу фитопланктона вносили диатомовые водоросли *Chaetoceros*, *Ceratium*, *Proboscia*, *Thalassionema* и др. – 67–75% общего количества.

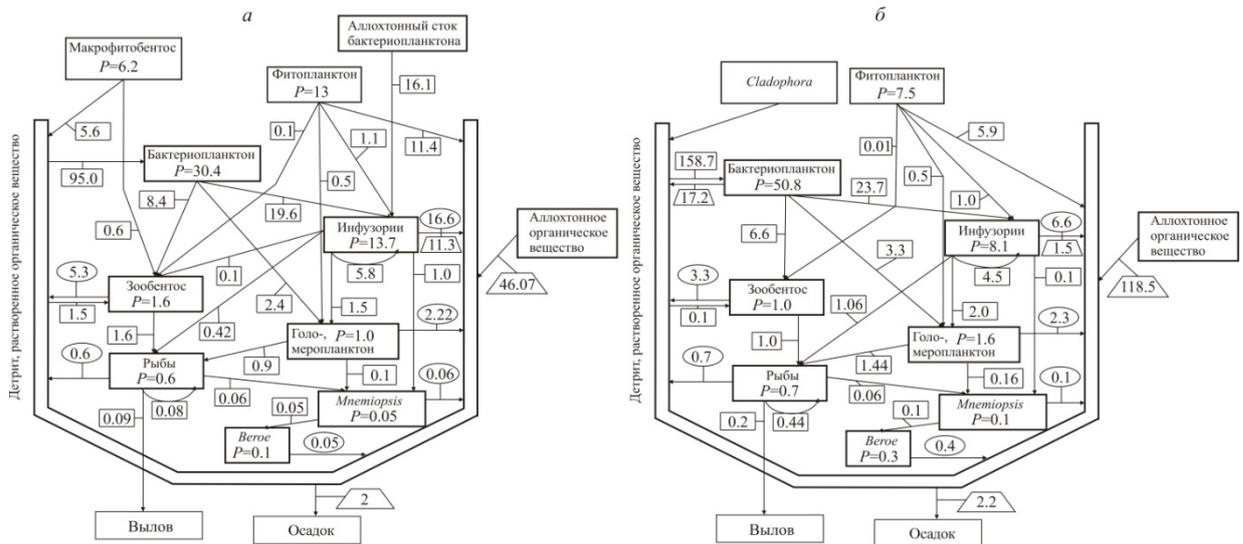


Рисунок 5.5 – Схема потоков энергии (в кДж/м²) в экосистеме Геленджикской бухты (а) и Анапской бухты (б)

Биомасса фитопланктона достигала 0.9 г/м³ (доля в деструкции ОВ была 2.3%). Элементы балансового равенства указывали на большую ассимиляционную емкость экосистемы Геленджикской бухты по отношению к загрязняющим веществам. Согласно расчетам деструкцию ОВ на 76.3% осуществляло бактериальное сообщество и на 13.2% инфузории. Высокие летние температуры и наличие доступного аллохтонного ОВ в результате рекреации и загрязнения береговыми стоками обуславливали резкое повышение биомассы гетеротрофного бактериопланктона. Общая численность бактерий (7.5 млн кл./мл, при биомассе 1.5 г/м³) была на уровне гиперэвтрофных вод. Главным источником энергии для гетеротрофного бактериопланктона служило аллохтонное ОВ, которое формировалось из непотребленной зообентосом продукции макрофитов (фактически их отмершей биомассы и фекалии фауны (F)) и рекреационной нагрузки. Рационы инфузორий на 38.7% состояли из аллохтонного бактериопланктона (рисунок 5.2). При максимальной биомассе 2.37 г бактерии и простейшие включали в круговорот около 7.4 г первопищи. Организмы голо- и меропланктон с биомассой 0.52 г/м³ могли использовать 3.8% продукции фитопланктона и 7.8% продукции бактерий. Хищный мнемипсис в условиях подавленности гребневиком берое выедал лишь 10% продукции голо-, меропланктона и рыб.

Анапская бухта. Высокие биомассы гетеротрофных бактерий и донных зеленых сапробных водорослей летом определяли экологический статус Анапской бухты как гиперэвтрофного района. Элементы суточного баланса энергии и потоков энергии в экосистеме Анапской бухты (таблица 5.4, рисунок 5.5б) были рассчитаны для июля-августа, когда в экосистеме Анапской бухты разрастались кризисные явления. Основным

источником загрязнения мелководной бухты (глубины 3–5 м) была деградировавшая в болото река Анапка, несущая стоки из города и сельхозугодий. Локальное «переудобрение» прибрежных вод приводило к ежегодному летнему «цветению» у пляжей Анапы нитчатой зеленой водоросли кладофоры бродячей (Vershinin, Kamnev, 2001). В супралиторали накапливалось до 7.5 тыс. т гниющих водорослей (камки). Кладофора отмечена в прибрежных водах до глубин 1.0–1.5 м. Талломы кладофоры, прикрепленные в молодом состоянии к субстрату, отрывались и, разрастаясь, образовывали скопления так называемой «тины», грязно-зеленого цвета, неслизистые на ощупь. Накопление гниющих водорослей (камки) в прибрежных водах бухты – одна из самых актуальных проблем курорта Анапа. Помимо неприятностей, которые кладофора доставляла отдыхающим, она препятствовала росту взморника – морской травы, зеленые подводные луга которого раньше покрывали все песчаное мелководье от Анапы до Тамани. Вытесняя морскую траву, кладофора снижала рыбопродуктивность бухты и возможности рекреационной зоны. Вместе с тем, в условиях предельно высокого эвтрофирования вод в такой экосистеме сохранилась нормальная пищевая цепь, включая сообщество песчаного биотопа *C. gallina*. Биомасса моллюсков-фильтраторов колебалась от 54.6 до 86.5 г/м². Элементы балансового равенства были вычислены для основных компонентов экосистемы Анапской бухты. Биомасса фитопланктона летом составляла 0.52 г/м³ (Ясакова, 2012). Диатомовые водоросли формировали 60–70% биомассы фитопланктона, эвгленовые и синезеленые водоросли, индикаторы загрязненных и опресненных участков моря, – 25%. Доминирующими видами по численности и биомассе были виды родов *Cerataulina*, *Skeletonema*, *Chaetoceros* и др. Согласно расчетам организмы фитопланктона на дыхание расходовали 0.9% энергетического материала. Из представленной схемы видно, что в экосистеме Анапской бухты большая часть потока энергии (88.2%) проходила через микробную пищевую цепь. Емкость сообщества гетеротрофов к переработке ОВ, оцененная по их суммарному дыханию, в 15 раз превышала первичную продукцию фитопланктона ($P/D = 0.06$). Биологическое сообщество в июле-августе справлялось с достаточно высоким уровнем избыточной нагрузки ОВ, поступающим с аллохтонным стоком. Суммарные рационы гетеротрофов были рассчитаны на нагрузку усвояемым ОВ в 24 раза большую, чем его производила планктонная альгофлора. Общее количество гетеротрофных бактерий достигало верхнего уровня гиперэвтрофных вод (7.5 млн кл./мл при биомассе 3.0 г/м³). Энергетической основой для функционирования бактерий было аллохтонное ОВ, поступающее с водами реки Анапки (118.5 кДж/м²). Доля автохтонного ОВ, продуцируемого фитопланктоном, составляла незначительную часть (7.5 кДж/м²). Сообщество инфузорий и зоофлагеллят

осуществляло деструкцию ОВ на 5.4%. Эти организмы формировали 40% биомассы зоопланктона или 0.52 г/м³. Алорикатные инфузории рода *Urotricha* и сапробионты-бактериофаги доминировали в составе инфузорий. Деятельность микрогетеротрофов в пищевой цепи «бактерии – зоофлагелляты – инфузории» оказалась достаточной для эффективного самоочищения вод. При максимальной биомассе 3.5 г бактерии и простейшие включали в круговорот около 8.5 г первопищи. В условиях, когда гребневик *B. ovata* снимал пресс «возмущающего» воздействия хищника, мнемнопсис выедал лишь 6.2% продукции голо-, меропланктона и 8.5% продукции рыб.

Глава 6. ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ПРОСТРАНСТВЕННАЯ СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНА АЗОВСКОГО МОРЯ

Первые исследования сетного зоопланктона Азовского моря начаты в конце XIX века Н. Пенго (1879). Немногочисленные сведения по его составу приведены в работах А.А.Остроумова (1896), С.А.Зернова (1901) и Н.М. Книповича (1932), М.А. Долгопольской, В.Л. Паули (1964). Большой вклад в изучение планктонной фауны внес Ф.Д. Мордухай-Болтовской – составитель трехтомного издания «Определитель Черного и Азовского морей» (1954, 1960а,б, 1968, 1970). Впоследствии мониторинг зоопланктона Азовского моря проводили сотрудники АзЧерНИРО и АзНИИРХ (Пицък, Новожилова, 1951, Новожилова, 1951, 1960; Копец, 1978; Воловик, 1991; Mirzoyan, 2004, и др.). Как правило, различные исследователи по-разному анализировали основные элементы зоопланктона Азовского моря и их биомассу, поэтому довольно трудно, если невозможно, составить представление о многолетнем тренде сообщества в целом. Известно, что для количественной оценки зоопланктона сеть не является репрезентативным орудием сбора, поскольку плохо улавливает животных той или иной размерной группы. В настоящее время для изучения черноморского зоопланктона и сравнения полученных количественных данных учитывают уловистость использовавшихся сетей с введением поправок на их недолов (Павельева, Сорокин, 1972; Сорокин, 1982; Шушкина, Виноградов, 2002). Аналогичных исследований в Азовском море не выполняли, за исключением работы А.В.Ковалева в прибрежных водах Мариуполя (1991). Такую ситуацию отчасти можно объяснить отсутствием в советское время в этом регионе крупных гидробиологических учреждений научного профиля. Признаки недостаточной адекватности первичных материалов ввиду значительного (в 1.5–3 раза, цит. по: Сорокин, 1982) занижения результатов зоопланктона в сетных пробах можно найти в работах (Пицък, Новожилова, 1951; Новожилова, 1955; 1960; Копец, 1978; Настенко, 1989, Гребневик., 2000 и др.). Недочет мелких фракций зоопланктона в сетных ловах в целом приводил к занижению оценок общей продуктивности экосистемы Азовского моря. Абсолютные значения среднемноголетней биомассы зоопланктона Таганрогского залива (0.35 г/м^3), полученные за период 2004–2008 гг. В.В.Поважным (2009), также требуют уточнения. Эта работа не лишена серьезных недостатков ввиду применения нестандартных методов расчета сырой биомассы зоопланктона. Таким образом, значительная часть литературных данных, полученных при использовании лишь одной сети, а также разными методами не является репрезентативной для сравнительного изучения биомассы зоопланктона Азовского моря. В виду отсутствия достаточного фактического материала по голопланктону и меропланктону Азовского моря мы попытались проанализировать многолетнюю динамику суммарной биомассы зоопланктона Азовского моря

с учетом всех элементов сообщества (голопланктон, личинки донных животных и коловратки), как это было выполнено предыдущими исследователями. По данным работ (Зенкевич, 1963; Копец, 1978) в открытой части Азовского моря среднегодовая биомасса сетного зоопланктона до зарегулирования речного стока (1937–1949 гг.) и после (1952–1976 гг.) изменялась незначительно с 0.35 до 0.31 г/м³. В дальнейшем в период вспышки развития хищного гребневика *Mnemiopsis leidy* (1988–1998 гг.) она снизилась до 0.21 г/м³ (Гребневик., 2000). В Таганрогском заливе уменьшение биомассы зоопланктона оказалось более существенным – с 1.1 г/м³ в 1938–1951 гг. (Новожилова, 1960) до 0.85 г/м³ в 1952–1970 гг. и до 0.59 г/м³ в 1971–1976 гг. (Копец, 1978). Впоследствии она уменьшилась с 0.52 г/м³ в 1977–1987 гг. до 0.31 г/м³ в 1988–1998 гг. под прессом хищного гребневика (Гребневик., 2000)

Для сравнительного анализа зоопланктона существенное значение имеет сопоставимость материалов по времени, методике сбора и учета зоопланктона. Таксономическая идентификация и количественная обработка зоопланктона Азовского и прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного морей нами полностью осуществлена по единым методикам с учетом коэффициента уловистости сети. Расчеты биомассы проведены с использованием стандартизированных весов планктонных животных (см. главу 1), что позволило провести надежные межрегиональные сравнения. Среднегодовая биомасса зоопланктона, рассчитанная нами с учетом коэффициента уловистости сети в Таганрогском заливе в 2003 г., оказалась в 2–2.5 раза выше величин других исследователей – 0.75 г/м³ (Селифонова, 2010а). Заметим, что материалы, собранные А.В.Ковалевым (1991) комплексом сетей и многолитровым батометром также более полно характеризовали обилие зоопланктона в этом районе. Полученные автором среднегодовые величины биомассы зоопланктона с учетом мелких фракций в западном районе залива в 1975–1976 гг. достигали 1.1 г/м³ при численности 1.4 млн экз./м³. По нашим данным в 2005–2006 гг. в Темрюкском заливе среднегодовая биомасса, полученная с применением комбинированного метода (батометр и сеть), составляла 1.3 г/м³ (Selifonova, 2011б).

При анализе зоопланктона Азовского моря нас в первую очередь интересовали изменения, происходящие в сообществе планктонных животных в июне. В Азовском море июнь – это наиболее продуктивный месяц года, характеризующийся максимальным видовым разнообразием кормового зоопланктона и его наибольшим обилием (Новожилова, 1960). В июле в условиях пресса пелагического хищника гребневика *M. leidy* численность зоопланктона резко сокращается, и к августу–сентябрю в планктоне встречаются лишь единичные экземпляры планктонных животных (Гребневик., 2000). По работам (Гребневик., 2000; Ковалев, 1991) до зарегулирования речного стока в июне 1937–1951 гг. средняя биомасса зоопланктона в открытом море составляла 0.27 г/м³, после зарегулирования в 1952–1955 гг. – 0.12 г/м³, в 1956–1987 гг. – 0.44–0.52 г/м³, во время экспансии гребневика в 1988–1998 гг. –

0.38 г/м³. Следует отметить, что развитие зоопланктона в высокопродуктивный 1979 год характеризовалось резким увеличением численности веслоногих раков (Губина и др., 1982). В результате суммарная биомасса зоопланктона в июне достигла 0.92 г/м³, в июле – 0.72 г/м³. Аналогичный показатель за многолетний период наблюдений отмечался лишь в 1937, 1941, 1949 гг. В наших исследованиях в 2003–2005 гг. биомасса голопланктона составляла 1.0 г/м³, половина из которой приходилась на крупные формы коловраток. В свете сказанного, представляется интересным рассмотреть структуру и пространственную организацию голо- и меропланктона Азовского моря в 2003–2006 гг.

6.1. ГОЛОПЛАНКТОН

В голопланктоне Азовского моря обнаружены 64 таксономические формы: Copepoda – 34 (Calanoida – 10, Cyclopoida – 15, Harpacticoida – 9), Cladocera – 11, Rotifera – 18, Ctenophora – 2; в Керченском проливе – 26 таксономических форм: Copepoda – 15 (Calanoida – 5, Cyclopoida – 5, Harpacticoida – 5), Cladocera – 2, Rotifera – 4, Dinophyceae – 1 (*Noctiluca scintillans* Macart.), Ctenophora – 2, Appendicularia – 1 (*Oikopleura dioica* Fol.), Chaetognatha – 1 (*Parasagitta setosa* Muller) (таблица 2, приложение 1, 4).

Величина среднемноголетней численности кормовых организмов (без учета коловраток и гребневиков) в июне 2003–2006 гг. варьировала в пределах 7.5–33.5 тыс. экз./м³ в открытой части Азовского моря до 42.7 тыс. экз./м³ в Таганрогском заливе, 27.5–49.5 тыс. экз./м³ в Темрюкском заливе и 5.2–28 тыс. /м³ в Керченском проливе. Голопланктон составлял 28.4–57.8% общего количества зоопланктона в открытой части Азовского моря, 70% – в Таганрогском заливе, 25–33% – в Темрюкском заливе и 26.6–50% в Керченском проливе. Средние показатели биомассы колебались от 0.7–0.43 г/м³ в открытой части до 0.4–0.5 г/м³ в Таганрогском и Темрюкском заливах, 0.08–0.27 г/м³ в Керченском проливе. Вклад голопланктона в общую биомассу зоопланктона составлял 38.7–67% в открытом море, 50–87% в его заливах. Голопланктонное сообщество характеризовалось незначительным числом доминирующих (структурообразующих) видов. Для него были свойственны невысокие показатели индекса разнообразия Шеннона (0.34–1.1 нит/инд), отражающие слабую степень его организованности (рисунок 6.1.1б). Результаты сходства видового состава и численности голопланктона Азовского моря, полученные на основе иерархической кластеризации для июня 2003–2006 гг., представлены на дендрограмме (рисунок 6.1.2). Наименьшим сходством видового состава (8%) отличались коловратки, среди которых в Азовском море в массе развивались несколько крупных форм рода *Synchaeta* и *Asplanchna priodonta* Gosse. На уровне сходства 65% четко выделялась группа морских видов, обитающих в Керченском проливе

(*Acartia clausi* Giesbr., *Oithona similis* Claus, *Noctiluca scintillans* Macart., *Paracalanus parvus* (Claus), *Oikopleura dioica* Fol., *Sagitta setosa* Mul.).

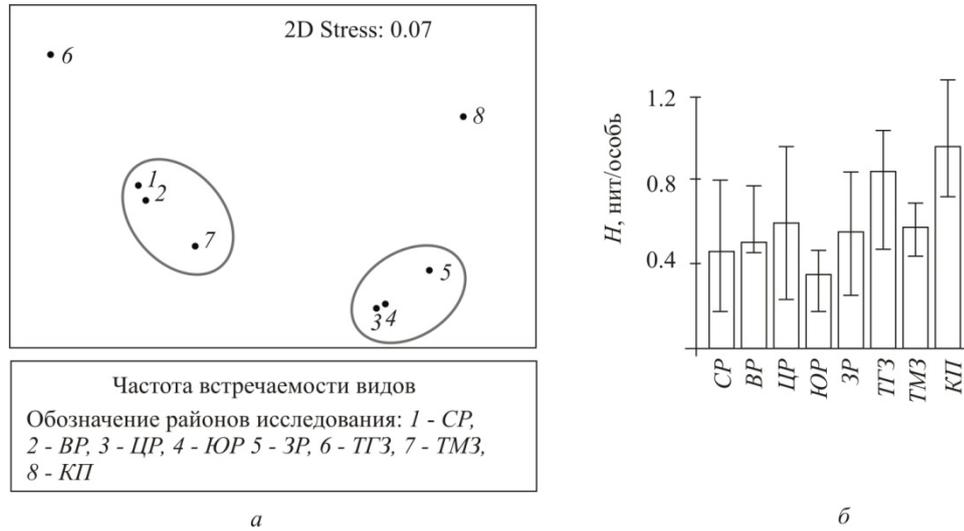


Рисунок 6.1.1 – Диаграмма ординации районов исследования методом MDS. Точки размечены по частоте встречаемости видов голопланктона в отношении общей частоты встречаемости (а). Видовое разнообразие (H) в исследуемых районах (б). Планки погрешностей – ошибка среднего. Обозначения районов исследования как на рисунке 1.1

Комплекс солоноватоводной фауны объединялся на более низком уровне сходства – 20%. Среди них наибольшую степень подобия (98%) имели циклопоидные и гарпактикоидные копеподы. Степень подобия теплолюбивых эвригалинных морских видов *Pleopis polyphemoides* (Leuck.), *Centropages ponticus* (Karav.) составляла 40%. К ним примыкал превалирующий вид – *Acartia tonsa*, обладающий аналогичными характеристиками по отношению к среде обитания. Типичные солоноватоводные виды веслоногих раков (*Calanipeda aquaedulcis* (Kricz.),

Eurytemora affinis (Pope)) имели более высокий уровень сходства – 63%. В заливах возрастала роль солоноватоводной фауны, а доля морской снижалась.

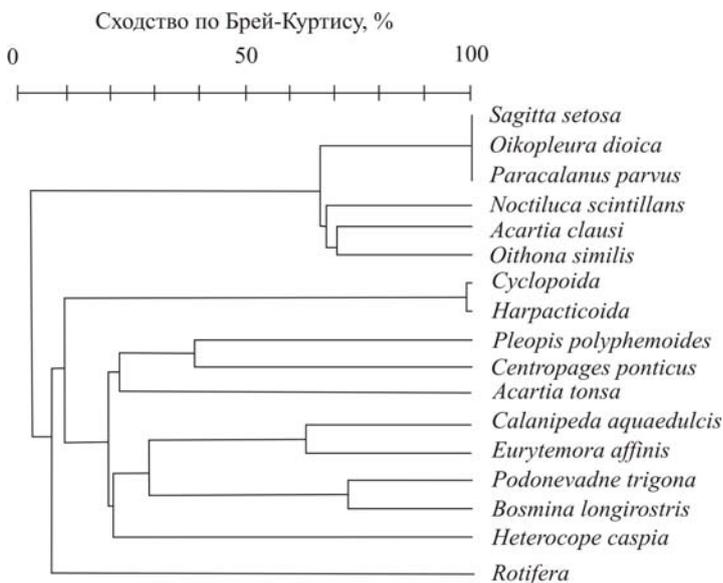


Рисунок 6.1.2 – Дендрограмма сходства видового состава голопланктона Азовского моря по коэффициенту Брей-Куртиса, рассчитанная на основании средней численности для июня

В частности только в Таганрогском заливе в массе отмечены виды Cladocera,

выносящие некоторое осолонение – *Podonevadne trigona* Sars, *Bosmina longirostris* Muller. Эти виды выделены в одну группу с высоким уровнем сходства – 72%. Более подробный кластерный анализ видового состава голопланктона Таганрогского и Темрюкского заливов представлен на рисунках 6.1.3, 6.1.4.

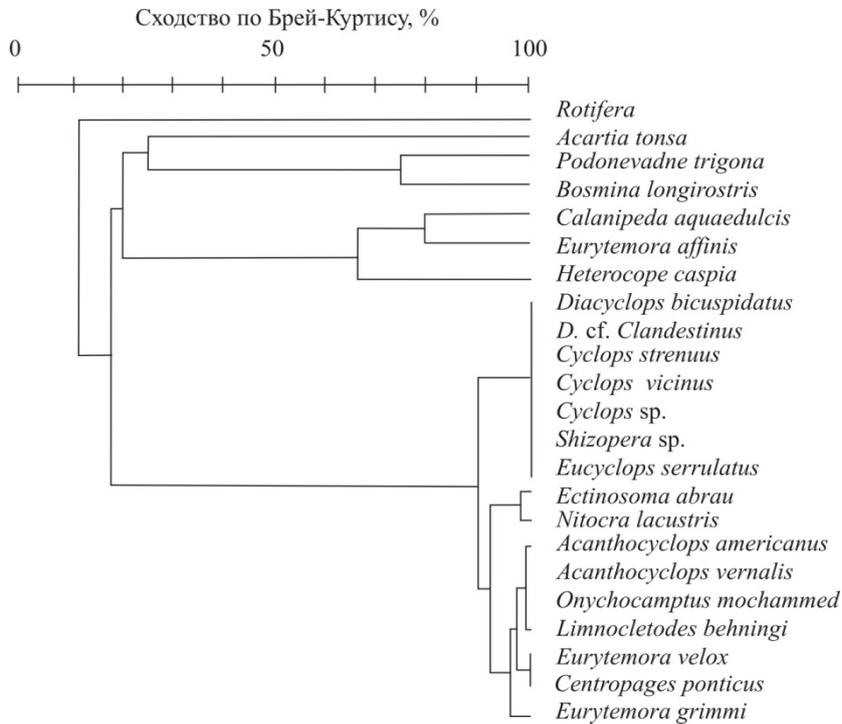


Рисунок 6.1.3 – Дендрограмма сходства видового состава голопланктона Таганрогского залива, рассчитанная на основании средней численности для весны – осени

В Таганрогском заливе на уровне 85–100% сходства объединялась большая группа мезогалинных, эвригалинных и морских циклопидных, гарпактикоидных, а также редких видов копепоид *Centropages ponticus* (Karav.), *Eurytemora grimmi* Sars, *E. velox* (Lilljeborg). Солоноватоводные виды копепоид *C. aquaedulcis*, *E. affinis* выделены в одну группу на уровне сходства – 80%. К ним примыкала копепоид *Heterocope caspia* Sars, предпочитающая участки залива с низкой соленостью. В отдельную ветвь выделено сообщество коловраток с низким уровнем сходства – 10%. Что касается Темрюкского залива, то в диапазоне 90–100% здесь объединялась достаточно большая группа организмов кладоцерно-копепоидного планктона (см. рисунок 6.1.4).

Обобщенные данные по пространственному распределению отдельных таксономических форм голопланктона представлены на рисунках 6.1.5, 6.1.6. В пространственной структуре голопланктона выявлены зоны концентрации голопланктона в северном, восточном районах, Таганрогском и Темрюкском заливах. Оценка вклада различных компонентов голопланктона в его суммарную численность и биомассу (без учета коловраток) показала преобладание веслоногих раков *Sopropoda* (74–81.8% в Азовском море, 99.5% в Керченском проливе).

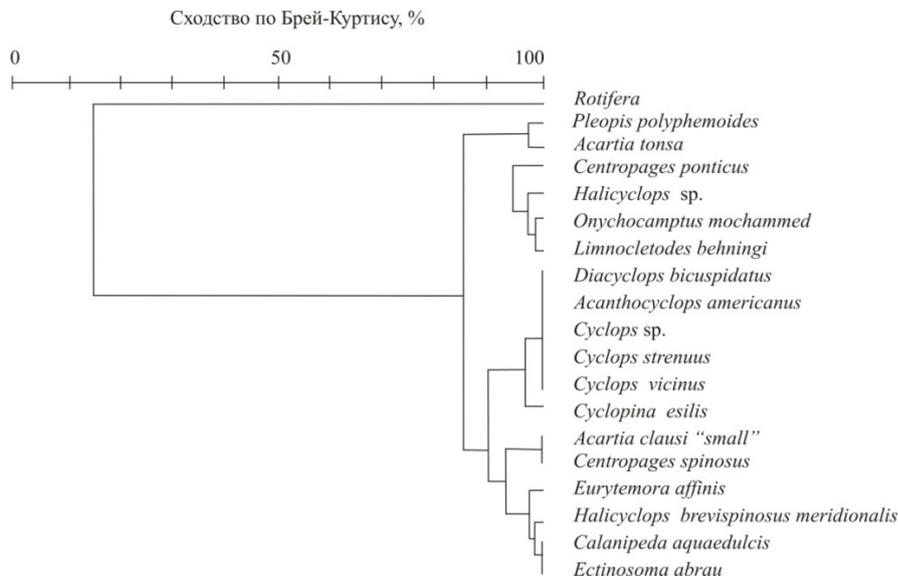


Рисунок 6.1.4 – Дендрограмма сходства видового состава голопланктона Темрюкского залива, рассчитанная по средней численности для весны – осени

В сообществе отчетливо выделяют вид *Acartia tonsa* Dana, превалирующий над всеми остальными. Таксономический состав и пространственная структура таксоцены веслоногих раков детально рассмотрена в разделе 6.1.1. Особо следует выделить группу морских видов, обитающих в Керченском проливе (*A. clausi*, *O. similis*, *P. parvus*, *N. scintillans*, *O. dioica*, *P. setosa*), которые имеют невысокую численность $\leq 1\text{--}10$ тыс. экз./м³.

Среднегодовое количество мелкоразмерных ветвистоусых раков с детритоядной стратегией питания *Pleopis polyphemoides* (Leuck.) (Зайцев, Александров, 1989) колебалась в диапазоне от 1–3.2 тыс. экз./м³ в Азовском море и Керченском проливе (Таманский залив) до 14.1 тыс. экз./м³ в Темрюкском заливе. В более распресненном западном районе Таганрогского залива и северном районе количество *P. polyphemoides* было минимальным, на остальной акватории моря вид был распределен равномерно. Высокой численности *P. polyphemoides* достигал в 2004 г. при температуре воды 19.2°C.

Что касается организмов с партеногенетической стратегией размножения и частой сменой поколений (клагоцер и коловраток), то их развитие сильно отражалось на уровне количественных показателей голопланктона. Коловратки рода *Synchaeta* с детритоядной стратегией питания и хищная форма *A. priodonta* определяли максимальную плотность голопланктона в июне, а их суммарная среднегодовое количество достигала в Азовском море – 68.4 тыс. экз./м³ (74.5% суммарного голопланктона), в Таганрогском и Темрюкском заливах – 160–190 тыс. экз./м³ (60–80%). Биомасса коловраток была максимальной в 2003 и 2004 гг. в северном и восточном районах – 0.6–1.2 г/м³ и Таганрогском заливе – 0.6 г/м³. В Темрюкском заливе в 2006 г. и последующие годы она достигала – 0.9–1.2 г/м³.

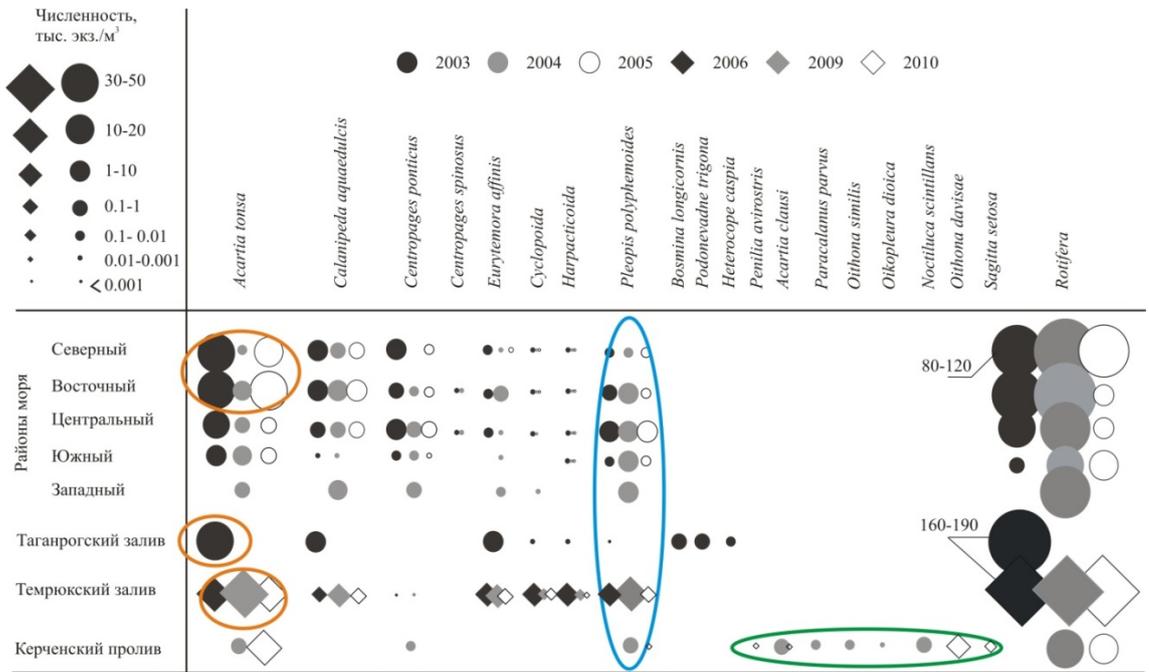


Рисунок 6.1.5 – Схематическое изображение численности основных таксономических форм голопланктона Азовского моря в июне (в тыс. экз./м³)



Рисунок 6.1.6 – Схематическое изображение биомассы основных таксономических форм голопланктона Азовского моря в июне (в г/м³)

Ординация (MDS) выявила максимальное сходство по характеру распределения частоты встречаемости видов голопланктона северного, восточного районов и Темрюкского залива,

которые являются наиболее продуктивными зонами Азовского моря (рисунок 6.1.1а). В отдельную группу по этим показателям выделены центральный, южный и западный районы. Эти районы подвержены сильному воздействию гребневика и имеют фактически более бедный количественный состав фауны. Отмечена значительная удаленность в прямоугольных координатах Таганрогского залива и Керченского пролива. В Таганрогском заливе, населенном специфической морской, солоноватоводной и пресноводной фауной, смена таксономического состава голопланктонных организмов сопровождалась значительными перестройками.

6.1.1. СТРУКТУРА И ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ТАКСОЦЕНА ВЕСЛОНОГИХ РАКОВ (COPEPODA)

Во второй половине XX века в структуре азовоморских копепод произошли две фазы кардинальных изменений (Ковалев, 1991). Первая фаза наступила в 1960–1970-е гг. после зарегулирования стока реки Дона и заполнения Цимлянского водохранилища. Осолонение вод на фоне усиливающейся эвтрофикации способствовало резкому уменьшению обилия копепод, сокращению ареалов аборигенных видов и интенсификации процесса «понтизации» фауны – вселение в Азовское море некоторых черноморских видов «малой» *Acartia clausi* Giesbr., «большой» *A. clausi* Giesbr., *Oithona nana* Giesbr., *Paracalanus parvus* (Claus), *Centropages ponticus* Karav., в том числе хищников – медуз *Aurelia aurita* (Linnaeus) и *Rhizostoma pulmo* Macg. Вторая фаза (с конца 1980-х гг.) – фаза катастрофической перестройки планктонного сообщества под влиянием хищного гребневика-вселенца *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz. В это время исчезли многие виды копепод, а их общее количество сократилось с 5–7 до 1–2 видов в открытой части Азовского моря, с 7–12 до 4–6 в Таганрогском заливе (Mirzoyan, 2004). Однако до сих пор детально не рассмотрены изменения, происшедшие в таксоцене копепод в целом и его отдельных популяциях. Поэтому нам представляется интересным рассмотреть таксономический состав, обилие и пространственную организацию веслоногих раков Азовского моря. Для сезонной динамики азовоморских копепод характерно интенсивное развитие летом (июнь) и слабое – весной и осенью (Mirzoyan, 2004).

В июне 2003–2006 гг. обнаружено 37 таксономических форм веслоногих раков, среди которых 12 каланоид, 16 – циклопид, 9 – гарпактикоид (таблица 4, приложение 4). Азовское море, подверженное опресняющему влиянию рек Дона и Кубани, населено морской, солоноватоводной и пресноводной фауной. Пространственная организация таксоцена копепод по отношению к солености представлена на рисунке 6.1.1.1.

Особая роль в формировании эколого-фаунистического комплекса Азовского моря принадлежит *A. (Acantacartia) tonsa* Dana, которая, как полагают (Губанова, 2003) недавно

вселилась в бассейн южных морей из неритической зоны Атлантического, Индийского или Тихого океанов. Галопатия и ареал вида свидетельствуют о его широкой эвригалинности. *A. tonsa* отмечается в мезогалинных водах Азовского моря практически повсеместно, исключая наиболее опресненные эстуарные участки рек (Селифонова, 2013б). Из эвригалинных видов средиземноморского происхождения *Calanipeda aquadulcis* (Kritcz.), *Eurytemora velox* Lill., характерных как для полигалинных, так и пресных вод (Sanchyshyna, 2008), *C. aquadulcis* встречается повсеместно, *E. velox* – только в Таганрогском заливе. Понто-каспийские (оптимально развивающиеся в мезогалинных водах), но в последние годы успешно мигрирующие в пресные воды – *Hetercope caspia* Sars, *Eurytemora grimmi* Sars, (Sanchyshyna, 2008) населяют главным образом воды Таганрогского залива. *H. caspia* отмечена в диапазоне солености 0.5–7.1‰, *E. grimmi* – 0.5‰ (эстуарий реки Дон). *Eurytemora affinis* (Pорре) обитает в Азовское море при солености 0.5–10.9‰, образуя скопления в Таганрогском и Темрюкском заливах.

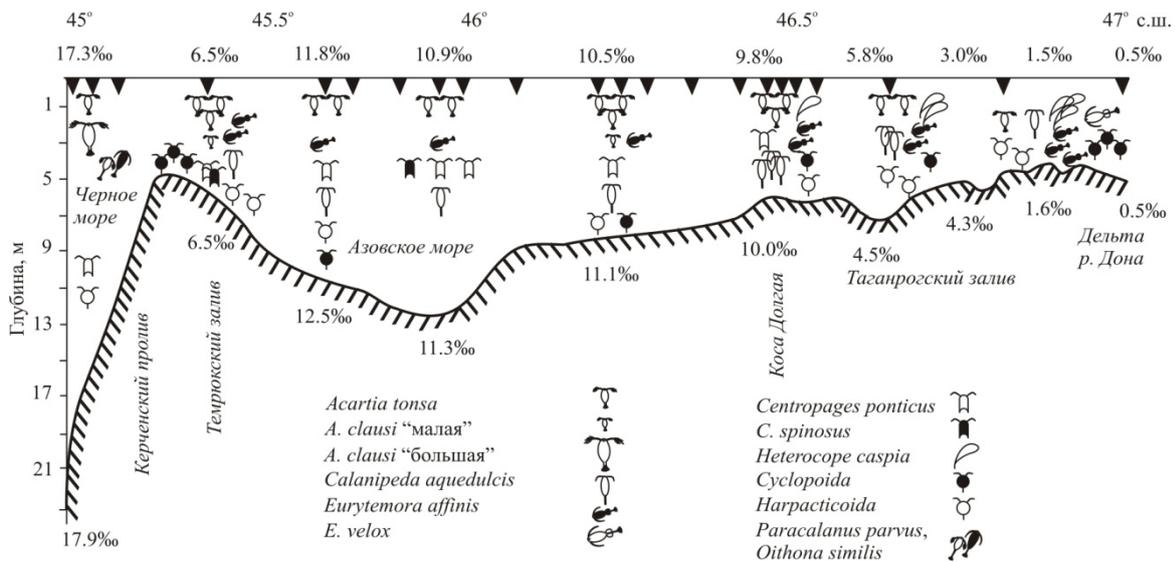


Рисунок 6.1.1.1 – Распределение видов морского, солоноватоводного и пресноводного комплексов веслоногих раков в Азовском море в 2003–2006 гг. Треугольниками обозначены станции отбора проб. Указаны величины поверхностной и придонной солености по данным СТД-зонда.

Из мезогалинного средиземноморского комплекса циклопид рода *Halicyclops* и *Cyclopina esilis* Brian (Монченко, 2003), в предустьевой части Темрюкского залива чаще других встречается *H. brevispinosus meridionalis* Herbst. Фаунистический облик эстуарного населения заливов формируют пресноводные эвригалинные Cyclopoida – *Cyclops vicinus* Uljan., *Acanthocyclops americanus* (Marsh.), *Diacyclops bicuspidatus* (Claus) и др. и некоторые морские эвригалинные Harpacticoida – *Ectinosoma abrau* (Kricz.), *Onychocamptus mohammed* Blanch. et Rich. и др. Черноморские виды *Paracalanus parvus*, *Centropages ponticus*, *Oithona similis* Claus

отмечены в Керченском проливе; из них только *C. ponticus* проникает в Азовское море до изогалины 7‰ (западная часть Таганрогского залива).

Рассмотрим структуру и распределение популяций каланоид, играющих наибольшую роль в таксоцено копепод Азовского моря.

Acartia. В таксоцено идентифицировано три вида: *Acartia tonsa*, «большая» *A. clausi* и «малая» *A. clausi*. *A. tonsa* – наиболее многочисленная азовоморская копепода. В период максимального развития популяции степень доминирования вида в общей численности копепод составляла 80–85%. По сравнению с особями из Черного моря (Прусова и др., 2002), азовоморские *A. tonsa* несколько крупнее (♀ – 0.89–1.15, ♂ – 0.85–1.05), причем особи с наименьшими размерами отмечены в Керченском проливе. Высокой плотности *A. tonsa* достигала в Таганрогском заливе, восточном районе Азовского моря, которые являются эстуарными зонами рек. Дона и Кубани, а также северном районе. В 2003 году численность вида в этих районах колебалась от 37 до 41 тыс. экз./м³ (рисунок 6.1.1.2).

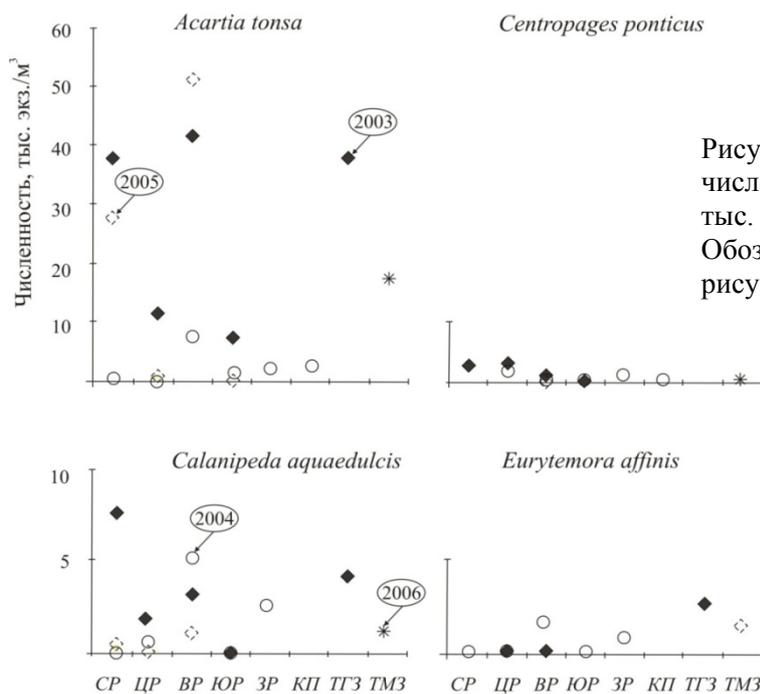


Рисунок 6.1.1.2 – Распределение численности массовых видов каланоид (в тыс. экз./м³) в июне 2003–2006 гг. Обозначения районов исследования как на рисунке 1.1

В 2003 и 2005 гг. году выявлено наибольшее обилие копепод. Отмеченная в это время средняя численность вида (21 тыс. экз./м³) в открытой части моря была на порядок выше по сравнению с 2004 годом. В популяции преобладали главным образом половозрелые самки, копеподиты CI–III стадий и науплии. Причем копеподиты и науплии составляли значительную часть популяции – 60–65%. В западной части Таганрогского залива, где вид активно размножался, численность науплиев достигала 64 тыс. экз./м³. Высокая численность *A. tonsa* отмечена в

Темрюкском заливе – 17 тыс. экз/м³ (доля науплиев $\geq 50\%$). Примерно такую же картину возрастного состава популяции мы наблюдали в 2005 году. И только на юге и в центре Азовского моря доминировали копеподиты CI–V стадий. В 2004 году в популяции присутствовали в основном старшие копеподитные стадии и половозрелые особи.

Что же касается «большой» *A. clausi*, то в период наших исследований далее Керченского предпроливья вид не проникал. Более эвригалинная «малая» *A. clausi* Giesbr. в наших сборах была редка. Из проб, собранных в восточной части Азовского моря и Темрюкского залива выделена *Acartia* sp. nov.? (Селифонова, Шмелева, 2007). Вид отличался малыми размерами взрослых особей (♀, ♂ – 0.60–0.63 мм), в 1.5 раза меньше чем «большая» *A. clausi* и по ряду морфологических признаков соответствовал «малой», описанной Д.А.Потемкиной (1940). По работе (Belmonte, Mazzochi, 1997) «малая» *A. clausi* синоним *Acartia (Acartiura) margalefi* Alcaraz. Однако, как полагают (Загородняя, 2006), это предположение требует доказательств на генетическом уровне, поэтому нами оставлено прежнее название. Численность популяции «малой» *A. clausi* в структуре таксоцены *Acartia* была ≤ 0.05 –1%. Ее максимальное количество отмечено в восточной части Азовского моря (20 экз/м³). В возрастном составе преобладали самки – 68% и науплиальные CIV–V стадии – 22%.

Calanipeda. Степень доминирования *C. aquaedulcis* в таксоцене копепод колебалась от 1.5 до 38%. В 2003 году высокая численность *C. aquaedulcis* отмечена в открытой части (3.8 тыс. экз/м³), что в 2 раза выше по сравнению с 2004 г. и почти на порядок – с 2005 г. Заметные скопления вида отмечены в северо-восточной части моря и Таганрогском заливе (3.2–7.6 тыс. экз/м³). Основную роль в возрастном составе вида играли половозрелые особи и копеподиты CIV–V стадии. В Таганрогском заливе доля взрослых особей (самок) достигала 70%. В 2004–2005 гг. наблюдали заметное омоложение популяции. Размножение рачков происходило во всех районах моря. В Темрюкском заливе численность рачков достигала 1.1 тыс. экз/м³.

Centropages. Степень доминирования рода в таксоцене копепод колебалась от 2 до 8%. Сравнение данных, приведенных в таблице 4, прил. 2, показывает снижение доли рода *Centropages* в 2.5–3.5 раза по сравнению с 2003 годом. В таксоцене идентифицировано 2 вида *Centropages ponticus* и *C. spinosus* (Kricz.). Доминирующий вид *C. ponticus* (89–98%) с размерами тела ♀– 1.01–1.05 мм, ♂ – 0.85–0.95 мм. Пик его численности отмечен в 2003 г. в центральном районе моря – 5.8 тыс. экз/м³. В популяции преобладали взрослые особи (♀ – 35%, ♂ – 4%) и копеподиты CIV–V стадий – 44%. У части самцов (4%) с длиной тела 0.78–0.82 мм на дистальных концах первого и второго члеников эндоподита левой пятой ноги с наружной стороны отсутствовали лопастевидные выросты (Шмелева, 2005). Эти признаки соответствуют описанию *C. spinosus*. В наших сборах таких самцов в открытой части моря было 8–55 экз/м³, в Темрюкском заливе – 4 экз/м³.

Eurytemora. Степень доминирования рода в таксоцено копепод колебалась от 0.08 до 9%. Идентифицировано 3 вида – *E. affinis*, *E. velox* и *E. grimmi*. Популяции *E. velox* и *E. grimmi* отмечены в эстуарии реки Дон, где их численность достигала 4 и 112 экз./м³ соответственно. Размеры половозрелых неядценосных самок *E. grimmi* достигали 1.35–1.4 мм, самцов – 1.35 мм. Популяция *E. affinis* локализовалась преимущественно в Таганрогском (2.5 тыс. экз/м³) и Темрюкском заливах (1.4 тыс. экз/м³), но иногда в небольших количествах рачки встречались в открытой части моря (до 460 экз/м³). В возрастном составе преобладали взрослые особи (самки с яйцевыми мешками) и копеподиты.

Heteroscope. В наших сборах *H. caspia* отмечалась крайне редко (0.14 тыс. экз/м³) и была представлена главным образом копеподитами CIV–V стадии. Вид имеет ограниченный ареал – Таганрогский залив.

Известно, что увеличение роли *Acartia* в таксоцено копепод – это общая закономерность для Азовского и Черного морей (Губанова, 2003). Тенденция преобладания рода *Acartia* в таксоцено копепод Азовского моря стала прослеживаться после зарегулирования стока рек Дона и Кубани, когда в водоем вселились черноморские виды. В начале 1980-х гг. степень доминирования рода в таксоцено копепод достигла 84% (Настенко, 1989). Одновременно наблюдалось резкое снижение численности *C. aquaedulcis*, который ранее составлял половину всей биомассы зоопланктона (Новожилова, 1960). Высокая плотность *A. tonsa* в Азовском море обусловлена хорошими трофическими условиями, широкой экологической валентностью вида и его высокой плодовитостью. Наряду с летними или субитантными яйцами *A. tonsa* откладывает покоящиеся, или латентные, яйца. Кроме того, вид отличается наибольшей терпимостью к загрязнению, преобладает в опресненных и эвтрофных водах. Как полагают (Губанова, 2003), вид значительно потеснил в черноморских бухтах аборигенные узконеретические виды *Paracartia latisetosa* Kricz., 1873 и «малую» *A. clausi*. Очевидно это явилось одной из причин исчезновения популяций этих видов в Азовском море. Не менее вероятно, что популяция *A. latisetosa* депрессировала под воздействием усиливающегося загрязнения моря, а «малая» *A. clausi* – пресса гребневика-вселенца *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz. Напомним, что в период массового развития гребневика из состава планктона Понто-Азова исчезла циклопидная копепода *O. nana* (Ковалев, 1991). Вполне возможно, что менее приспособленная к факторам среды *Labidocera brunescens* (Czern., 1868) с увеличением загрязнения также выпала из состава азовоморского планктона. Вид обитал в Азовском море в 1930–1980-х гг. (Долгопольская, Паули, 1963; Ковалев, 1991).

Какие же факторы могли определить столь резкие межгодовые различия в структуре популяции *A. tonsa*, наблюдаемые в 2003–2006 гг.?

Существенную роль в развитии популяции *A. tonsa* играет температура воды. В Черном море stenotherмная теплолюбивая *A. tonsa* приступает к размножению в конце мая при температуре воды 15–16°C (Губанова, 2003). Максимальная продукция яиц и численность популяции наблюдаются при температуре >20°C. В июне 2003 и 2005 гг. средняя температура воды у поверхности в Азовском море достигала 21.3–21.7°C, в июне 2004 г. она была несколько ниже – 19.2°C. Очевидно этот факт объясняет более слабое развитие азовоморской популяции *A. tonsa* в 2004 году. Одной из возможных причин снижения обилия вида в 2005 г. может быть выедание пелагическим хищником – гребневиком. В юго-восточном районе моря, где в массе развивался гребневик (Селифонова, 2008а), *A. tonsa* встречалась в небольших количествах.

A. tonsa – вид, недавно обнаруженный в бассейне южных морей. В Черном море впервые отмечен в 1994 г. (Belmonte et. al., 1994). По одной из версий он был занесен, как и гребневик-мнемиопсис, из атлантического побережья Северной Америки. Первое сообщение о находке *A. tonsa* в Молочном лимане Азовского моря и Каспийском море появилось в 2002 г. (Прусова и др., 2002). К сожалению, отсутствие достоверной информации не позволяет ответить на вопрос о точном времени появления *A. tonsa* в Азовском море. Считается, что в Черное море *A. tonsa* попала с балластными водами коммерческих судов в начале 1970-х гг., в конце 1970-х – начале 1980-х гг. вселилась в Каспийское море, а затем – в Средиземное море (Губанова, 2003; Прусова и др., 2002; Belmonte, 1994). Однако и это утверждение нельзя считать окончательно доказанным (Ferrari, 1989). Виды сем. Acartiidae в Мировом океане еще недостаточно изучены.

До сих пор остается открытым вопрос о систематическом статусе азовской «мелкой» и «малой» *A. clausi*, которые, как полагают, вселились в разные периоды из Черного моря в Азовское (Ковалев, 1991). Много сомнений и дискуссий вызывает вопрос относительно валидности черноморской «малой» *A. clausi*. По данным (Губанова, 2003) в Черном море эта форма отмечалась до 1980-х гг. включительно, а позже исчезла из состава планктона. Можно предположить, что черноморская «малая» *A. clausi* – это сборная группа мелких форм рода *Acartia* (Pavlova, Shmeleva, 2010). Наиболее многочисленной среди них является популяция с размерами тела (♀ – 0.53–0.6 мм, ♂ – 0.58–0.6 мм), обитающая в Сивашском заливе Азовского моря (Загородняя, 2006). В июне 2004 г. ее численность была на уровне величин, отмеченных для этого региона в середине 1950-х гг. (3.5 тыс. экз./м³). В наших исследованиях в открытой части моря численность «малой» *A. clausi* составляла ≤20 экз/м³. Очевидно в Азовском море эта популяция существует, пополняясь из опресненных и гипергалинных заливов, куда не проникает гребневик. Максимальная численность вида отмечена в конце 1970-х – начале 1980-х гг. (Губина и др., 1982). Так, в июне ее биомасса была 0.4 г/м³ (84% суммарного количества копепод), причем максимальных величин популяция достигала в центральном, юго-западном и восточном районах – 1.2 г/м³. По данным авторов в июле, наряду с «малой» *A. clausi*, в

Азовском море развивалась «большая» с биомассой 0.2 г/м^3 . Соотношение «большой и малой форм» составляло 34.8 : 65.2. Известно, что «большая и малая» *A. clausi* – эвритермные виды (Губанова, 2003), причем «большая» – более стеногалинный вид. В отличие от них период интенсивного развития *A. tonsa* начинается при более высокой температуре воды и соответственно позже, чем у *A. clausi*. Близкие размеры, морфологическое сходство и характер сезонной динамики свидетельствуют о том, что *A. tonsa* могла быть ошибочно определена, как «большая» *A. clausi*. На основании этих данных с некоторой долей вероятности можно предположить, что уже в конце 1970-х гг. *A. tonsa* обитала в Азовском море.

Ю.А.Загородней (2006) в гипергалинном Сивашском заливе наряду с «малой» *A. clausi*, *A. tonsa* и *C. ponticus* с необычайно малыми размерами тела (♀ – 0.65–0.75, ♂ – 0.58–0.62) отмечен ряд нехарактерных для Азовского моря видов: «большая» *A. clausi*, *Pseudocalanus elongatus* (Voeck), *O. similis* и гарпактикоидная копепода *Euterpina acutifrons* (Dana). Очевидно черноморские более стеногалинные виды «большая» *A. clausi*, *P. elongatus* и *O. similis* проникли в Сиваш из Черного моря в период осолонения. По крайней мере, *O. similis* в Азовском море при солёности воды 9.07‰ отмечена эпизодически (Shiganova et al., 2005). Что же касается средиземноморского эугалинного вида *E. acutifrons*, то в Черное море далее приобосфорского района вид не распространялся, но его неоднократно обнаруживали в балластных водах судов, заходящих в черноморские порты. Чужеродные виды часто проникают в новый водоем с балластными водами судов. Среди них есть формы, способные переносить значительные колебания солёности, которые порой достигают в новом водоеме высокой численности. Однако большинство чужеродных видов со временем погибает. По-видимому, аналогичная ситуация наблюдалась с представителем автохтонной фауны Каспийского моря *E. grimmi*, который был зарегистрирован в эстуарии реки Дон. В литературе имеются сведения о периодической встречаемости *E. grimmi* в районе Мариуполя (Таганрогский залив) и в низовьях реки Дон (Тевяшова, 1998; Парталы, 2003), т.е. в портах и эстуарных зонах, которые наиболее уязвимы с точки зрения биоинвазий. По (Мордухай-Болтовской, 1953) основной ареал вида в Азовском море – эстуарии и низовья рек. Однако мы не обнаружили *E. grimmi* в списках фауны Азовского моря, составленных им в более позднее время (Мордухай-Болтовской, 1960). Очевидно в Таганрогский залив вид попадает с балластными водами судов и образует временную популяцию. *Centropages kroyeri* Giesbr., 1892 и эугалинная циклопоидная копепода рода *Oncaea* в водах Керченского пролива также могли оказаться при сбрасывании балластных вод, поскольку на рейде судов (район косы Тузла – м. Панагия) производится перевалка минеральных удобрений, зерна, серы и т.п. Напомним, что представителей рода *Oncaea* периодически находят в бассейнах черноморских портов и на судоходных путях (Селифонова, 2009). Свидетельством успешной инвазии является появление и массовое

развитие в Азовском море циклопоидных копепод *O. davisae*, занесенных в портовые воды северо-восточного шельфа Черного моря с балластными водами коммерческих судов (Selifonova, 2011a; Svistunova, 2013). Дополняет многообразие фауны пелагических веслоногих раков Азовского моря находка Азовском море *C. spinosus*, который до недавнего времени был известен только по самцу, описанному Н. Кричагиным в 1873 году (Шмелева, 2005). Вид считался редким и за пределами Керченского пролива и бухт Кавказского шельфа не указывался. Долгое время вызывало сомнение само существование вида (Сажина, Ковалев, 1971). В наших исследованиях вид периодически встречался в небольших количествах в открытой части моря и Темрюкском заливе. Был ли он ранее характерен для данного бассейна неизвестно.

Таким образом, в условиях колебаний солености, температуры, эвтрофирования вод и пресса хищного гребневика численность таксоцена веслоногих раков претерпевает значительные межгодовые колебания. Наибольшего обилия веслоногие раки достигают в Таганрогском заливе, северном и восточном районах Азовского моря. Среди небольшого числа каланоид абсолютно доминирует эвригалинный морской вид *A. tonsa*. Таксономический состав веслоногих раков несомненно еще недостаточно изучен, о чем свидетельствует отсутствие описаний ряда морфотипов рода *Acartia* и *Centropages*. Планктонные виды черноморского, средиземноморско-атлантического и каспийского происхождения продолжают встречаться в азовоморском копепоидном комплексе и очевидно процесс их вселения продолжается.

6.2. МЕРОПЛАНКТОН

Таксономический состав и фенология зоопланктона в Азовском море изучаются со второй половины XIX столетия. Однако специальные исследования меропланктона до настоящего времени проводились. Мы проанализировали численность и таксономический состав меропланктонного сообщества Азовского моря по результатам мониторинга, проведенного в июне 2003–2005 гг. Как было указано выше в Азовском море июнь – это наиболее продуктивный месяц года, характеризующийся максимальным видовым разнообразием меропланктона и его наибольшим обилием (Новожилова, 1960). В июле в условиях пресса пелагического хищника гребневика *M. leidy* численность меропланктона резко сокращается, и к августу–сентябрю в планктоне встречаются лишь единичные личинки как донных беспозвоночных, так и других представителей зоопланктона (Гребневик..., 2000).

В составе меропланктона Азовского моря в июне 2003–2005 гг. обнаружено 26 таксономических форм, из которых Polychaeta – 7, Cirripedia – 1, Decapoda – 5, Gastropoda – 5 и Bivalvia – 8 (таблица 3, приложение 4). Максимальная численность меропланктона отмечена в

2003 и 2005 гг.: в среднем 15–20 тыс. экз/м³, что почти в 2–2.5 раза выше, чем в 2004 г. (рисунок 6.2.1).

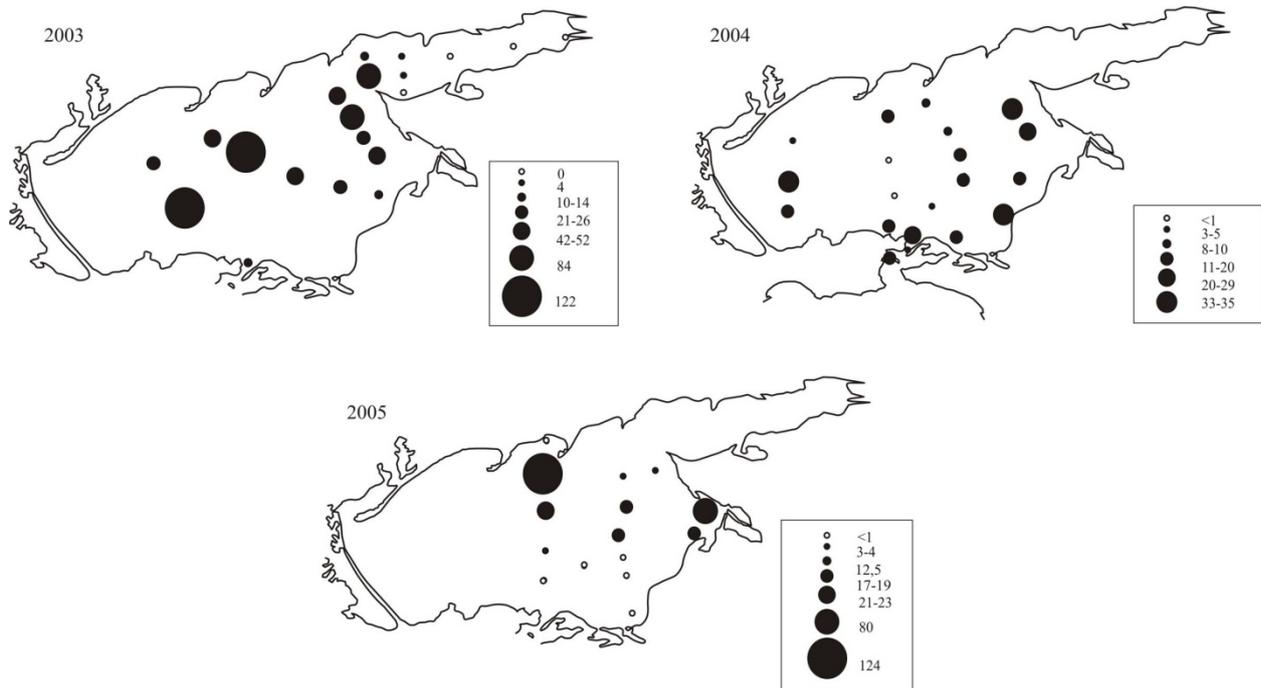


Рисунок 6.2.1 – Распределение суммарной численности меропланктона (в тыс. экз/м³) в Азовском море в июне 2003–2005 гг.

Найденные величины хорошо соответствуют межгодовым различиям сроков прогрева воды в эти годы (Селифонова, 2008б). В июне 2003 и 2005 гг. средняя температура воды у поверхности достигала 21.3–21.7°C, в июне 2004 г. она была несколько ниже – 19.2°C (рисунок 6.2.2). Основной вклад в общую численность меропланктона (53–71%) в 2003 и 2005 гг. вносили велигеры и великонхи двустворчатых моллюсков (рисунок 6.2.3), из них наибольшего обилия достигали *Abra segmentum*, *Cerastoderma* sp. и *Mytilaster lineatus*. Несколько меньшие концентрации отмечены для личинок брюхоногих моллюсков (18–20%) и усоногих раков (5–22%). Из брюхоногих моллюсков в заметном количестве встречались личинки *Hydrobia acuta*. Доля нектохет и трохофор многощетинковых червей *Alitta succinea*, *Nephtys hombergii*, *Polydora ciliata* и зоеа десятиногого рака *Rhithropanopeus harrisi* составляла ≤ 4–6%. В 2004 г. пул личинок был представлен, главным образом, *Amphibalanus improvisus* (Cirripedia) (87%). Распределение меропланктона в Азовском море было довольно неравномерным. На примере пространственного распределения личинок моллюсков (рисунок 6.2.4) хорошо видно, насколько резкой может быть межгодовая динамика обилия отдельных групп меропланктона. В 2003 г. численность этих организмов колебалась от нулевых значений в зонах заморозов в восточной части Таганрогского залива до 122 тыс. экз/м³ в центральном районе Азовского моря.

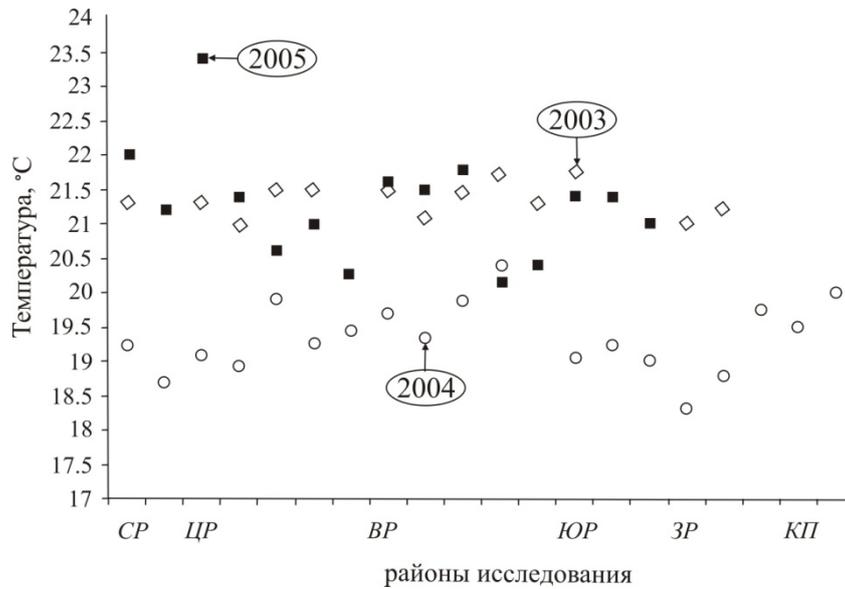


Рисунок 6.2.2 – Температура поверхностного слоя воды в Азовском море в июне 2003–2005 гг. Обозначения районов как на рисунке 1

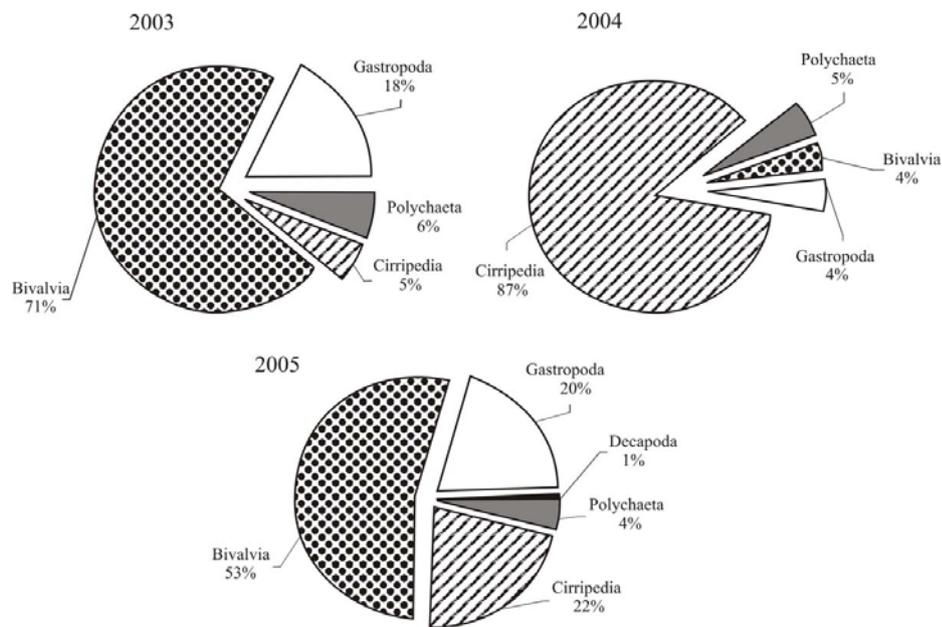


Рисунок 6.2.3 – Состав меропланктона в Азовском море (процент от общей численности) в июне 2003–2005 гг.

В 2005 г. наблюдалось увеличение численности моллюсков в восточном и северном районах – до 80–124 тыс. экз/м³. Личинки *A. improvisus* были весьма многочисленны и распространены по всей акватории моря в 2004 г. В основном это были науплиусы ранних стадий, доля циприсов составляла не более 7–11%. Максимальная численность (33–35 тыс. экз/м³) зарегистрирована в восточном и западном районах, где преобладали готовые к оседанию личинки этого вида. В

2003–2005 гг. относительно высокие концентрации меропланктона отмечены в восточном районе (35–84 тыс. экз/м³).

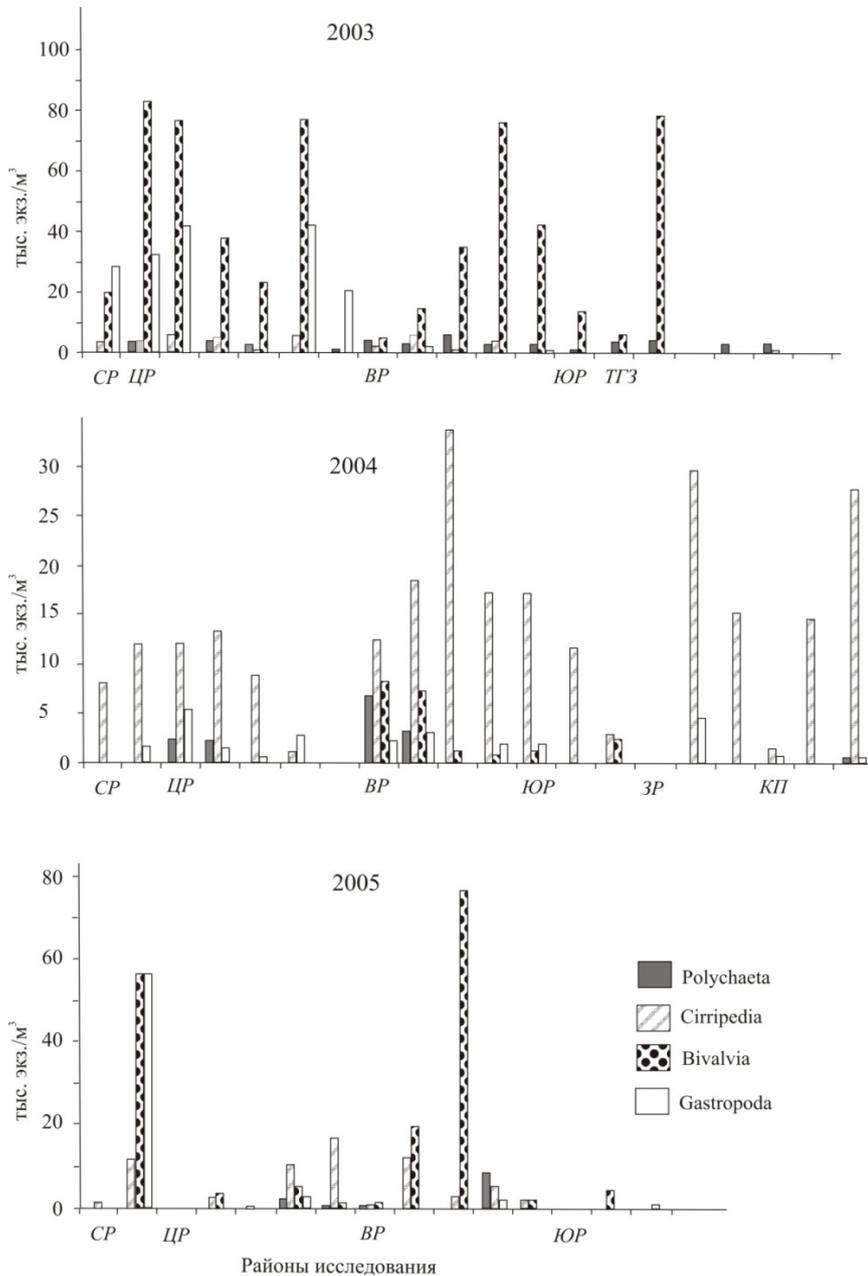


Рисунок 6.2.4 – Распределение численности основных групп меропланктона (в тыс. экз/м³) в Азовском море в июне 2003–2005 гг. Обозначения районов как на рисунке 1

Присутствие личинок в планктоне обусловлено многими факторами: биогеографической принадлежностью вида, сроком нереста взрослых особей, продолжительностью пелагических стадий, температурой воды и другими факторами среды (Омельяненко и др., 2004). Наиболее частый механизм запуска нереста – это прогрев воды до определенной температуры: для баянусов – до 9–16°C, для полихет и моллюсков – до 23°C (Мурина, Мазлумян, 2003). В

популяциях животных существует определенная зависимость скорости гаметогенеза от температуры (Тимофеев, 1996). Низкая температура воды в июне 2004 г. (19.2°C), по-видимому, оказалась неблагоприятной для размножения моллюсков и полихет, что привело к смещению цикла развития их личинок на более теплый период и способствовало массовому развитию личинок усоногих раков. Подобный сдвиг имеет адаптивное значение, поскольку подкреплен такими важными для выживания личинок факторами, как температура и наличие доступной пищи для будущего потомства (Тимофеев и др., 2007). Четкой корреляции между температурой и распределением численности меропланктона на акватории Азовского моря нами не обнаружено. Характер распределения меропланктона зависел, скорее, от комплекса факторов, среди которых немаловажную роль играл пресс хищного гребневика *M. leidyi*. Относительно высокая температура воды в Азовском море в июне 2005 г. и хорошая обеспеченность пищей, по-видимому, стимулировали его более ранний заход из Черного моря (Гребневик..., 2000). Об этом свидетельствовало наличие фрагментов тела и личинок гребневика в пробах. На станциях, расположенных в юго-восточном и центральном районах Азовского моря, где в массе развивался гребневик, меропланктон был крайне беден (≤ 1 тыс. экз/м³). Известно, что в питании этого хищника значительный процент составляют личинки брюхоногих и двустворчатых моллюсков (Сергеева и др., 1990). Изымая большую часть меропланктона, гребневик сокращает количество оседающих в донные биотопы личинок и наносит серьезный ущерб экосистеме Азовского моря и ее продуктивности.

Пополнение популяций зообентоса в шельфовых морях обеспечивается в основном за счет местных поселений, а пространственное распределение и оседание личинок обусловлены характером течений. Фаунистические комплексы зообентоса и распределение их биомассы в Азовском море претерпевают значительные межгодовые колебания (Шохин и др., 2006). Решающими факторами, определяющими сезонную и межгодовую динамику данных комплексов, являются соленость, характер грунта и происхождение фауны. На распределение меропланктона в бассейнах с ограниченным водообменом, в лагунах и во внутриконтинентальных мелководных водоемах значительное воздействие могут оказывать уровень эвтрофикации вод и сульфидное загрязнение донных осадков (Зайцев, Александров, 1989; Сорокин, 2002). Азовское море – высокоэвтрофный водоем, содержание лабильных сульфидов в донных осадках которого летом может достигать 1100–1600 мг S/дм³ сырого осадка (Сорокин, Буркацкий, 2007). При таких летальных концентрациях гибнет практически вся фауна, а экосистема подвергается глубокой трансформации. Крайняя бедность меропланктона в восточной части Таганрогского залива в 2003 г. и в центральном районе Азовского моря в 2004 г. – это следствие такого весьма опасного антропогенного феномена, как гиперэвтрофикация вод. Ежегодно летом в Таганрогском заливе наблюдается длительное

«цветение» синезеленых водорослей, образующих необычайно плотные скопления с биомассой от 20 до 200 г/м³ (Ясакова, 2006; Макаревич, 2007). Такие гиперэвтрофные зоны, перегруженные ОВ, стимулируют продукцию сероводорода в донных осадках за счет сульфатредукции (Сорокин и др., 2007). В июне 2005 г. в северо-восточной части Азовского моря зарегистрировано интенсивное «цветение» воды токсичной синезеленой водорослью *Microcystis aeruginosa* (см.: Ясакова, 2006), с которым связывают заморы, ухудшение качества воды и гибель фауны. Вероятно, поэтому в пробах меропланктона нами обнаружены организмы, погибшие до их фиксации (до 50–80%).

Немаловажным фактором, влияющим на характер распределения меропланктона в Азовском море, является береговой сток, с которым поступает огромное количество ОВ и биогенных элементов. Аллохтонное ОВ, поступающее со стоком реки Кубань, формирует запас доступного для меропланктона ОВ в виде взвеси и растворенной фракции. Эти источники, возможно, способствуют большей продуктивности восточного района, где в период исследований концентрация меропланктона достигала 35–84 тыс. экз/м³.

Несмотря на относительно невысокое видовое разнообразие и бедность донных биоценозов Азовского моря (Алемов, 1996; Любин, 1999; Сергеева, Буркацкий, 2002), личинки донных беспозвоночных – довольно многочисленный компонент планктонного сообщества (относительное содержание меропланктона в зоопланктоне составляет 55–75%). Обилие меропланктона в значительной степени связано с высоким трофическим уровнем вод Азовского моря, его мелководностью и, как правило, с нерестом одного или нескольких наиболее массовых видов. Основу пула меропланктона в 2003–2005 гг. составляли виды, толерантные к эвтрофикации вод и сульфидному загрязнению донных осадков *Mytilaster lineatus*, *Cerastoderma* sp., *Abra segmentum*, *Hydrobia acuta* и *Amphibalanus improvisus* (см.: Зайцев, Александров, 1989; Мурина и др., 1999; Сорокин и др., 2007).

Таким образом, меропланктон Азовского моря в июне составляет весьма заметную часть зоопланктона. Однако большинство личинок донных животных в условиях антропогенного стресса и подавленности хищниками, по-видимому, не может завершить метаморфоз и внести свой вклад в пополнение материнских популяций. Под воздействием этих факторов даже в пределах одного месяца численность меропланктона в Азовском море значительно колеблется.

Глава 7. ОСНОВНЫЕ ЧЕРТЫ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ БИОМАССЫ ЗООПЛАНКТОНА АЗОВСКОГО МОРЯ НА ПРИМЕРЕ ТАГАНРОГСКОГО И ТЕМРЮКСКОГО ЗАЛИВОВ

В сезонной динамике зоопланктона в открытой части Азовского моря до зарегулирования речного стока отмечали практически один растянутый летний максимум с пиком в июле, реже июне, августе (Окул, 1941; Новожилова, 1955, 1960; Копец, 1978 и др.). Некоторые авторы указывали в октябре-ноябре на наличие второго пика биомассы (Окул, 1941). В Таганрогском заливе чаще, чем в открытом море, выявляли второй пик биомассы зоопланктона в октябре и даже в декабре (Новожилова, 1960). После зарегулирования стока реки Дона (1952–1979 гг.) в Азовском море обозначился только майский пик биомассы (Новожилова, 1960; Копец, 1978). Резко снизившись в июне, биомасса зоопланктона в июле и августе оставалась на одном уровне и уменьшалась в сентябре-октябре. В 1971–1972 годах после пика в мае биомасса резко сократилась к концу года, начиная с июля-августа (Копец, 1978). В Таганрогском заливе и после зарегулирования речного стока отмечали весенне-летний, а в отдельные годы и осенний максимум биомассы (в октябре). Еще более резкое уменьшение биомассы зоопланктона летом связывают с появлением в Азовском море в конце 1980-х гг. в большом количестве хищного гребневика мнemiопсиса *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz – потребителя зоопланктона (Гребневик..., 2000). Гребневик ежегодно мигрирует из Черного моря в Азовское в мае-июне, развивается до ноября, а затем исчезает. При раннем сценарии гребневик появляется в открытом море в мае, в массе развивается в июне. При позднем сценарии гребневик единично появляется в открытом море в июне, в массе – в июле. В обоих случаях к середине лета хищник расселяется почти повсеместно за исключением западной части, а в августе осваивает всю акваторию. В Таганрогском заливе период максимального развития популяции гребневика по сравнению с открытой частью моря сдвинут на месяц: от июня к июлю (при раннем сценарии) и от июля к августу (при позднем сценарии). Сезонная динамика зоопланктона за годы присутствия хищного вселенца утратила традиционный летний максимум. В открытом море при раннем заходе гребневика период интенсивного развития зоопланктона приходится на май, при позднем – на май-июнь. Поскольку в литературе специально не рассматривали вопрос о зоопланктоне Темрюкского залива, наши материалы годового цикла наблюдений в районе Темрюкского порта в 2005–2006 гг., а также Таганрогского залива в 2003 г. представляют некоторый интерес, в том числе и для характеристики динамики инфузорий.

Следует отметить, что до 1998 г. вся информация об инфузориях носила ограниченный и фрагментарный характер (Шляхова, 2000). Наиболее полные фаунистические списки планктонных свободноживущих инфузорий (91 таксономическая форма) для лиманов,

заливов и открытой части Азовского моря были получены К.В.Крениной (2006). Автором проанализирована межгодовая и сезонная изменчивость количественных показателей сообщества ресничных простейших, а также их размерная и трофическая структура. Однако специально не рассматривался вопрос о взаимоотношениях между инфузориями, голо-, меропланктоном в ходе сукцессионных изменений их структуры в эстуарной экосистеме Темрюкского залива.

7.1. ТАГАНРОГСКИЙ ЗАЛИВ

В 2003 г. обнаружено 66 таксономических форм: 7 – Tintinnida, 18 – Rotifera, 11 – Cladocera, 20 – Copepoda, 1 – Stenophora и 9 таксономических форм меропланктона, из них 1 – Polychaeta, 1 – Cirripedia, 2 – Decapoda, 4 – Bivalvia, 1 – Hydrozoa (таблица 1–3, приложение 4)

Размножение голопланктона отмечено в мае (Селифонова, 2010а). Как правило, ему предшествует весенняя вегетация диатомового планктона (Макаревич, 2007), за которой следует вспышка развития инфузорий (Кренина, 2006). В это время основную биомассу образуют пресноводные коловратки (0.8 г/м^3), среди которых преобладает *Asplanchna priodonta* Gosse (60%) (рисунок 7.1.1). Интенсивному развитию коловраток сопутствует размножение веслоногих раков и меропланктона (0.4 г/м^3). Заметные скопления половозрелых особей и копеподитов старших стадий *Eurytemora affinis* (Pöppe) отмечали в восточном и центральном районах Таганрогского залива. В западной части залива были наиболее многочисленны меропланктонные организмы – личинки баянусов, у которых при температуре 9–16°C отмечали интенсивный нерест (Мурина, Мазлумян, 2003).

В июне зона «цветения» воды фитопланктоном локализовалась в восточной и центральной частях залива. Абсолютно доминировала токсичная синезеленая водоросль *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenk. ($20\text{--}200 \text{ г/м}^3$) (Макаревич, 2007; Ясакова, 2006). Вегетация фитопланктона инициировала массовое размножение инфузорий-фитофагов – тинтиннид *Tintinnopsis baltica* Brandt, *T. subacuta* Jörgensen, *T. minuta* Wailes. Brandt, *T. lobiancoi* Daday (0.1 г/м^3). Основную биомассу зоопланктона формировали коловратки *Asplanchna priodonta*, *Brachionus quadridentatus quadridentatus* Hermann, *B. plicatilis* Müller (0.44 г/м^3) и веслоногие раки (0.5 г/м^3). Влияние факторов среды в биотопах далеко не всегда одинаково, что приводило к различиям в таксономическом составе коловраток. В западной части залива преобладала популяция *B. quadridentatus* (0.2 г/м^3) в распресненной восточной – *A. priodonta* (0.7 г/м^3) и *B. plicatilis* (0.3 г/м^3). В сообществе веслоногих раков повсеместно, кроме устья реки Дон, где локализовалась популяция *E. affinis* (0.12 г/м^3), основную роль играли *Acartia tonsa* Dana (0.3 г/м^3) и *Calanipeda aquaedulcis* (Kricz.) (0.1 г/м^3). В популяциях веслоногих раков наблюдали активный нерест, о чем свидетельствовало преобладание копеподитов младших стадий и

науплиусов ($\geq 60-80\%$). Cyclopoida и Naupacticoida присутствовали в пробах регулярно, но в небольших количествах. Примечательной была находка в устье реки Дон половозрелых самок и самцов *Eurytemora grimmeri* Sars – представителя автохтонной фауны Каспийского моря, о жизненном цикле и биологии которого в Таганрогском заливе известно очень мало (Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova, 2006a).

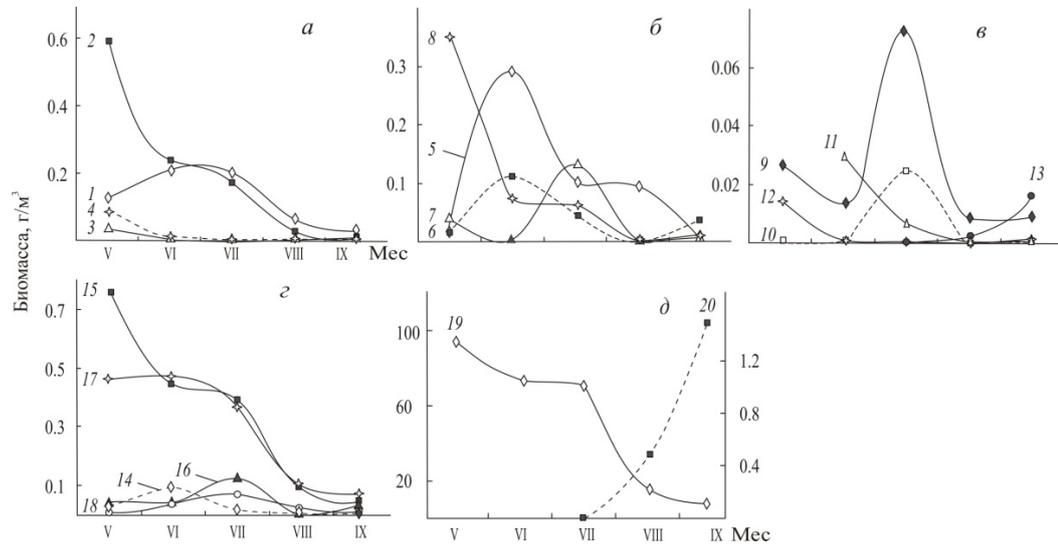


Рисунок 7.1.1 – Сезонные изменения биомассы зоопланктона ($\text{г}/\text{м}^3$) в Таганрогском заливе:

а – коловратки, *б* – Copepoda, *в* – Cladocera, *д* – основные группы зоопланктона;
 1 – *Brachionus* sp., 2 – *Asplanchna priodonta*, 3 – *Bipalpus hudsoni*, 4 – *Synchaeta* sp., 5 – *Acartia tonsa*, 6 – *Calanipeda aquaedulcis*, 7 – *Heterocope caspia*, 8 – *Eurytemora affinis*, 9 – *Bosmina longirostris*, 10 – *Diaphanosoma brachyurum*, 11 – *Podonevadne trigona*, 12 – *Cornigerius maeoticus*, 13 – прочие, 14 – Tintinnida, 15 – Rotifera, 16 – Cladocera, 17 – Copepoda, 18 – меропланктон, 19 – зоопланктон (правая ось ординат), 20 – изменение биомассы гребневика *Mnemiopsis leidyi* (левая ось ординат) (по работе (Поважный, 2009)).

В меропланктоне наряду с личинками усоногих раков отмечали зоеа десятиногих раков *Palaemon elegans* Rathke, *Rhithropanopeus harrisi* (Maitl.) и личинки полихет *Alitta succinea* (Frey et Leuckart). Фауна ветвистоусых раков наиболее полно была представлена в восточном районе – *Bosmina longirostris* (Muller), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Daphnia longispina* Muller, *Leptodora kindtii* (Focke), *Cornigerius maeoticus maeoticus* (Pengo). Здесь сосредоточено «пятно» повышенной биомассы *B. longirostris* ($0.05 \text{ г}/\text{м}^3$), в то время как в западном – *Podonevadne trigona* Sars ($0.12 \text{ г}/\text{м}^3$). В центральной части Таганрогского залива выявлено крайне слабое развитие зоопланктона ($0.016 \text{ г}/\text{м}^3$). Сетные пробы были ярко-зеленого цвета и на 100% состояли из синезеленой водоросли *M. aeruginosa*, с которой связывают заморы, ухудшение качества вод и гибель фауны (Макаревич, 2007; Ясакова, 2006).

В июле при прогреве воды до 30°C в заливе может наблюдаться полная гомотермия. В зоопланктоне продолжали сохраняться высокие биомассы ракообразных ($0.8 \text{ г}/\text{м}^3$) в основном

за счет веслоногих раков *Acartia tonsa*, *Eurytemora affinis*, *Calanipeda aquaedulcis* и коловраток *Asplanchna priodonta* (21%), *Brachionus quadridentatus*, *B. calyciflorus calyciflorus* (24%). Доля *Heterocope caspia* в суммарной биомассе копепоид достигала заметных величин (34%) в восточном районе Таганрогского залива. Анализируя возрастной состав копепоид, отметим, что их популяции были старше, чем в июне (доля копепоидов IV–VI стадий и половозрелых особей в популяционной структуре достигает 70–80%). Существенно возросла биомасса личинок двустворчатых моллюсков (0.15 г/м³) и ветвистоусых раков *B. longirostris* и *D. brachyurum* (0.12 г/м³). В распределения биомассы зоопланктона прослеживалась некоторая закономерность. Биомасса была в 7–10 раз выше в более эвтрофном центральном и восточном районах (максимум 1.4–2.2 г/м³) по сравнению с западным.

В августе зоопланктон был крайне беден (0.2 г/м³). В западном и центральном районах его биомасса едва достигала 0.02 г/м³. Единично отмечали *B. longirostris*, *H. caspia*, *C. aquaedulcis*, личинки донных животных, в более заметных количествах – коловратки и *A. tonsa*. В популяции акарции преобладали копепоиды младших стадий и науплиусы. По времени эти изменения в видовом составе и обилии зоопланктона совпадали с массовым развитием пелагического хищника *M. leidy* (рисунок 7.1.1d). По данным работы (Поважный, Моисеев, 2006) средняя по акватории биомасса гребневика могла достигать 38.6 г/м³. В Таганрогский залив гребневик выносится течением из Азовского моря, поэтому «пятна» максимальной биомассы хищника авторы наблюдали в западном районе (132.8 г/м³).

В сентябре при некотором понижении температуры воды с 23 до 17.5–18.5°C количество гребневика обычно бывает втрое большим, чем в августе (Поважный, 2009). Это приводит к дальнейшему снижению биомассы зоопланктона. Средние значения зоопланктона в наших исследованиях были низки – 0.15 г/м³ (рисунок 7.1.1d). Под прессом гребневика биомасса зоопланктона продолжала сохраняться на низком уровне в западном и центральном районах (≤ 0.02 г/м³). Существенную ее часть (80%) составляли *A. tonsa*, личинки усонных раков *Amphibalanus improvisus* Darwin и полихет *A. succinea*. В восточной части залива, где имелся лимитирующий для гребневика барьер солености (2.5–3‰), шло активное размножение веслоногих *C. aquaedulcis*, *H. caspia*, *E. affinis* (0.18 г/м³), ветвистоусых раков и коловраток *B. calyciflorus calyciflorus*, *Bipalpus hudsoni* (0.19 г/м³). Популяции массовых видов копепоид были представлены копепоидами I стадии и науплиусами ($\geq 80\%$). Биомасса науплиусов на отдельных станциях достигала очень высоких цифр (0.2–0.25 г/м³). В наиболее опресненных участках обнаружены ветвистоусые раки *Rhynchotalona rostrata* (Koch).

Таким образом, основу зоопланктона в Таганрогском заливе составляли пресноводные и солоноватоводные виды. Как по числу видов, так и по биомассе доминировали коловратки и копепоиды. При этом > 47% биомассы зоопланктона составляли коловратки *A. priodonta* и виды

рода *Brachionus*. Наиболее обильные копеподы *A. tonsa*, *C. aquaedulcis*, *E. affinis* в сумме давали до 39% биомассы зоопланктона. Причем основным видом, определяющим характер и биомассу копепод в течение вегетационного сезона, являлся *A. tonsa*. Максимум биомассы зоопланктона в заливе отмечен в мае счет преимущественного развития коловраток *A. priodonta* (1.4 г/м^3), менее выраженные подъемы биомассы в июне-июле (1.0 г/м^3), когда наряду с коловратками развивались веслоногие раки *A. tonsa*, *E. affinis*, *C. aquaedulcis*.

7.2. ТЕМРЮКСКИЙ ЗАЛИВ

В 2005–2006 гг. обнаружено 56 таксономических форм зоопланктона: 26 – Ciliophora, включая 7 – Tintinnida, 13 – Rotifera, 1 – Stenophora, 2 – Cladocera, 21 – Copepoda, 19 – меропланктона (таблица 1–3, приложение 4).

7.2.1. ИНФУЗОРИИ

Комплекс доминантных видов состоял из *Mesodinium rubrum* (Lohm.), *Mesodinium pulex* (Clap. et Lach.), *Halteria grandinella* (Muller), *Strombidium conicoides* (Leeg.), *Strombidium* sp. 1,2, *Strobilidium* sp., *Loxmaniella oviformis* Leeg. и *Tintinnopsis minuta* Wailes (Selifonova, 2011б).

Наблюдения, проведенные в марте, приходились на начало вегетационного сезона (рисунок 7.2.1.1). В это время температура поверхностных вод достигала 5°C . Развитие планктонного сообщества определялось интенсивным «цветением» воды диатомовыми водорослями *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl., родов *Chaetoceros*, *Coscinodiscus* и прочих (биомасса 4.3 г/м^3 , численность 2.1 млн кл./л) (Ясакова, 2007). Биомасса инфузорий в среднем составляла 0.19 г/м^3 при численности 3.5 млн экз./ м^3 . На их долю приходилось 11% суммарного обилия зоопланктона. Доминировали раковинные инфузории *Tintinnopsis lobiancoi* Daday, *T. meunieri* Kof. et Camp., *T. parvula* Jorg. и *T. minuta* (~70–80% биомассы). Доля алорикатных форм родов *Strombidium*, *Strobilidium*, *Didinium*, *Askenasia* и *Urotricha*, несмотря на сравнительно более высокий темп размножения (Туманцева, 1989; 1991), в общем количестве ресничных простейших была невелика.

В мае на фоне деградации весеннего диатомового «цветения» воды биомасса инфузорий увеличилась более чем в два раза (0.45 г/м^3 при численности 10.2 млн экз./ м^3). Отмечен заметный спад фотосинтетической активности фитопланктона при одновременном усилении развития гетеротрофной альгофлоры и синезеленых водорослей (Ясакова, 2007). Наряду с инфузориями-фитофагами (крупными стромбидиумами и тинтиннидами) стала заметна роль мелких инфузорий *M. rubrum* и *M. pulex* ($\leq 20\text{--}25\%$). На станциях, где интенсивно развивалось сообщество динофитовых и диатомовых водорослей, биомасса инфузорий достигала

максимальных величин (0.6 г/м^3). Относительно слабое развитие инфузорий в портовых водах, вероятно, обусловлено обилием хищной коловратки *Asplanchna priodonta* Gosse и токсичной синезеленой водоросли *Microcystis aeruginosa* Kütz. em. Elenk.

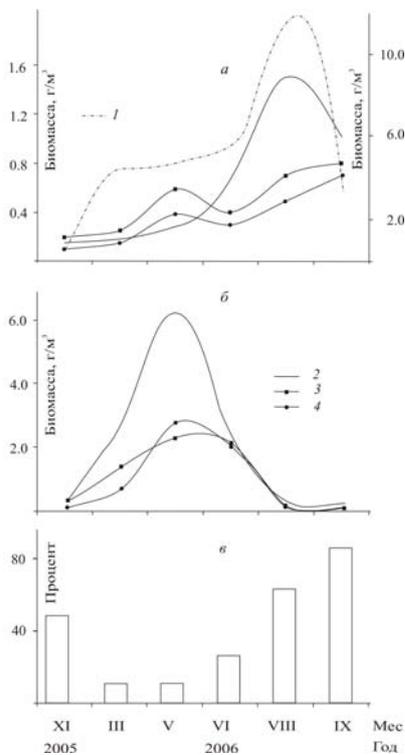


Рисунок 7.2.1.1 – Сезонные изменения биомассы (г/м^3) фитопланктона (I, правая ось ординат), инфузорий (a, левая ось ординат), голопланктона, меропланктона (б) и динамика относительного содержания (%) инфузорий в зоопланктоне (в): 2–4 – на ст. 1–3 соответственно.

В июне при дальнейшем прогреве воды уровень биомассы инфузорий не претерпел существенных изменений. В фаунистическом комплексе наряду с фитофагами заметно возросла роль ($\geq 70\%$) бактериофагов (мелких стромбидиумов, стробилидиумов, *Loxmaniella oviformis* и халтериид), перитрих и хлорофиллсодержащей инфузории *Mesodinium rubrum*. Массовое развитие *M. rubrum* (биомасса 0.5 г/м^3 , численность 50 млн экз./м^3) наблюдалось в водах порта, которые были охвачены “цветением” синезелеными водорослями родов *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Anabaena* и *Aphanizomenon* (Ясакова, 2007). Известно, что миксотрофия и высокий темп деления *M. rubrum* обуславливают ее преимущественное развитие в гидродинамически активных зонах по сравнению с другими автотрофными организмами (Сорокин, 1979; Туманцева, 1985). Во время «цветения» воды на синезеленых водорослях развивались эпибионтные перитрихи *Vorticella anabaena* Still. Высокая плотность синезеленых водорослей, по-видимому, содействовала размножению инфузорий *Coleps hirtus* (Müller,) Nitzsch., которые питаются бактериями и водорослевым детритом (Мамаева, 1979). Максимум тинтинид (биомасса 0.13 г/м^3 , численность 2.2 млн экз./м^3) отмечали на более мористом районе в зоне локализации потенциально токсичных динофитовых и диатомовых водорослей родов *Gyrodinium*, *Gymnodinium*, *Gonyaulax*, *Cerataulina*, *Chaetoceros*, *Prorocentrum micans* Ehr. и *Skeletonema costatum* (Crev.) Cl.

Наращение биомассы инфузорий (0.9 г/м^3 при численности 86 млн экз./м^3) наблюдали в августе при прогреве воды до 28°C . Это явление продолжалось до середины сентября. Инфузории были представлены *M. rubrum* и мелкими подвижными формами родов *Strombidium* и *Strobilidium*, многие из которых находились на стадии деления. Образовав в эти месяцы 60–80% биомассы зоопланктона, инфузории доминировали (1.5 г/м^3) в водах порта. Береговой сток

– существенная предпосылка формирования условий, необходимых для вспышки развития инфузорий в это время года. На мористых станциях, где воды «цвели» динофитовой водорослью *Prorocentrum micans* Ehr. (1 млн кл./л, биомасса 16.9 г/м³), наряду с олиготрихидами и видами сем. Didiniidae были заметны тинтинниды *Tintinnopsis subacuta* Daday, *T. cylindrica* Daday, *T. baltica* Brandt и *T. minuta*. В ноябре по мере выхолаживания вод (12°C) численность инфузорий снизилась до 5 млн экз./м³ и их биомасса (0.2 г/м³) стала сопоставимой с биомассой зоопланктона. Отмечены *M. rubrum*, *T. lobiancoi*, разнообразные мелкие стромбидиумы и стробилидиумы.

7.2.2. ГОЛОПЛАНКТОН, МЕРОПЛАНКТОН

Доля голопланктона и меропланктона в общей биомассе зоопланктона достигала 70% и оценивалась максимальной для Азовского моря величиной (1.3 г/м³). При этом более 55% биомассы составляли морские и солоноватоводные коловратки рода *Synchaeta* и *Asplanchna priodonta* Gosse. Наиболее обильные личинки усоногих ракообразных *Amphibalanus improvisus* Darwin создавали до 30% биомассы зоопланктона.

В марте «цветение» воды диатомовыми водорослями по времени совпало с массовым развитием голопланктона (рисунок 7.2.2.1).

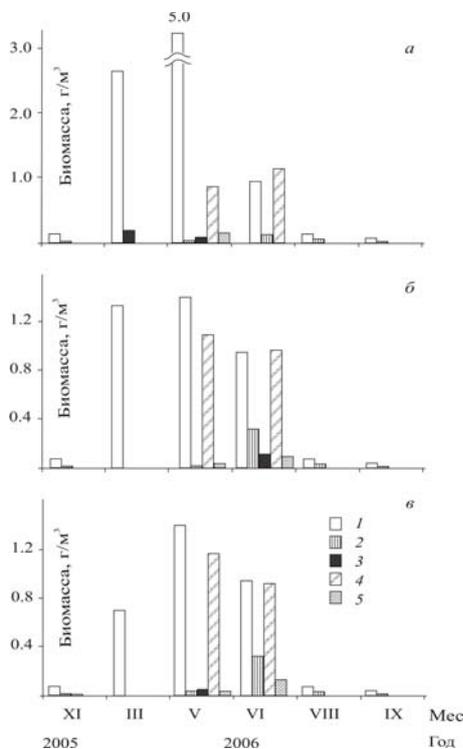


Рисунок. 7.2.2.1 – Сезонные изменения биомассы (г/м³) основных видов и групп голопланктона, меропланктона: а – ст. 1, б – ст. 2, в – ст. 3; 1 – Rotifera, 2 – *Acartia tonsa*, 3 – Cyclopoida, 4 – *Amphibalanus improvisus*, 5 – личинки Mollusca

В среднем биомасса зоопланктона достигала 1.6 г/м³ при численности 600 тыс. экз./м³. Даже при низкой температуре воды отмечали интенсивное развитие коловраток рода *Synchaeta*. Их биомасса колебалась от 0.7 до 2.7 г/м³, в среднем 1.5 г/м³ при численности 540 тыс. экз./м³. Максимальная биомасса пресноводной коловратки *A. priodonta* (0.3 г/м³) отмечена в портовых водах, населенных зелеными и синезелеными водорослями родов *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya limnetica* Lemm., динофитовыми водорослями родов *Gymnodinium*, *Glenodinium* (в сумме 1.2 г/м³). В этом районе в заметных количествах размножались циклопидные копеподы (0.15 г/м³).

В мае биомасса и численность голо-, меропланктона возросли до 3.7 г/м^3 и 900 тыс. экз./ м^3 соответственно. В это время отмечена вспышка развития коловраток рода *Synchaeta*, *A. priodonta* (>70%) и личинок усонного рака *A. improvisus* (27%). Максимальная биомасса коловраток отмечена в водах порта (5 г/м^3). Распределение биомассы личинок баянусов носило более равномерный характер ($0.9\text{--}1.2 \text{ г/м}^3$) (рисунок 7.2.2). Значимость других организмов в сложении биомассы зоопланктона была невелика ($\leq 7\%$). Коловратки, пресноводные клadoцеры *B. longirostris*, циклопидные копеподы и личинки двустворчатых моллюсков преобладали в портовых водах, морские и солоноватоводные копеподы *Acartia tonsa* Dana, *Calanipeda aquaedulcis* (Kricz.) и *Eurytemora affinis* (Pope) – в более мористых водах.

В июне численность хищной аспланхны уменьшилась и биомасса зоопланктона стала ниже (2 г/м^3 при численности 500 тыс. экз./ м^3). Преобладали организмы с детритоядной стратегией питания – коловратки рода *Synchaeta* и личинки баянусов (86% суммарной биомассы зоопланктона). Возросло количество ракообразных, среди которых доминировала *A. tonsa*. Ее биомасса составляла 0.3 г/м^3 . В целом, биомасса зоопланктона по акватории была распределена равномерно. С удалением от порта наблюдали увеличение биомассы солоноватоводных и морских организмов – акарций, центропагесов, морской клadoцеры *Pleopis polyphemoides* (Leuck.) и личинок двустворчатых моллюсков (в сумме 0.2 г/м^3).

Характерная особенность августа – почти полное отсутствие голо- и меропланктона. Под прессом хищного гребневика *M. leidyi* отмечено резкое снижение биомассы зоопланктона (в среднем до 0.12 г/м^3). В более мористых водах, где в массе развивался хищник, единично обнаружены *A. tonsa*, циклопидные копеподы, коловратки родов *Brachionus*, *Keratella cochlearis* Gosse, *Trichocerca marina* (Daday), личинки усонных раков, полихет *Polydora ciliata* Johnston и *Neanthes succinea* (Frey et Leuckart). В этом районе биомасса зоопланктона была низка – 0.08 г/м^3 . В распресненных портовых водах, куда не проникал хищник, биомасса зоопланктона достигала 0.2 г/м^3 . В этом районе в заметных количествах развивалась популяция акарции. В сентябре биомасса зоопланктона продолжала оставаться крайне низкой (0.06 г/м^3).

В ноябре зоопланктон на 85–90% состоял из коловраток синхет, а его биомасса составляла $0.16\text{--}0.2 \text{ г/м}^3$ при численности 60–90 тыс. экз./ м^3 . Эпизодически обнаружены копеподы *A. tonsa* и *Centropages ponticus* Karav., личинки усонных раков, полихет *P. ciliata*, брюхоногих и двустворчатых моллюсков ($\leq 0.008\text{--}0.03 \text{ г/м}^3$). Размножение большинства организмов голо-, меропланктона, а также хищного гребневика шло на спад.

Таким образом, в сезонном цикле развития инфузорий выявлено два пика биомассы – весенний (0.45 г/м^3) и более выраженный летний (0.9 г/м^3), в зоопланктоне – один весенний пик (3.7 г/м^3). Полученные данные соответствуют выявленной ранее закономерности сезонного

цикла развития инфузорий в Азовском море (Кренева, 2006). Характерная черта сукцессии голо- и меропланктона открытой части Азовского – вспышка развития во второй половине июня акарции и личинок моллюсков. Эти организмы в восточном районе могут достигать $1.0\text{--}1.5 \text{ г/м}^3$ (Селифонова, 2008а, б). В Темрюкском заливе в 2003–2005 гг. заметного развития голо- и меропланктона не наблюдалось.

Анализ сезонного цикла развития зоопланктона в Темрюкском заливе свидетельствует о противофазном изменении биомассы инфузорий и голо-, меропланктона. Доля инфузорий в зоопланктоне изменялась от 11–25% в автотрофный период сукцессии планктонных сообществ и до 65–87% – в миксотрофный (рисунок 7.2.1б).

Весеннее развитие планктонных сообществ определялось «цветением» воды диатомовыми водорослями, за которым следовало размножение инфузорий и голо-, меропланктона. В мае на фоне менее интенсивного развития гетеротрофного фитопланктона наблюдали размножение зоопланктона, который очевидно использовал запас ОВ, накопленный диатомовыми водорослями. При таких благоприятных условиях потребители мертвого ОВ (коловратки синхеты, личинки баянусов), за ними хищная аспланхна способны быстро увеличивать свою биомассу. Их максимальное количество для Азовского моря (3.7 г/м^3) – реакция голо- и меропланктона на высокое содержание в воде детрита и ОВ. Данное явление свидетельствует о высокой деструкционной активности зоопланктона, роль которого в метаболизме эстуарных пелагических экосистем, по данным работы (Виноградов и др., 1994), может достигать ~30%. Зоопланктон, обладая более мощным фильтрационным аппаратом, не только конкурирует за источники питания с инфузориями, но и потребляет их (Мамаева, 1979).

В миксотрофный период сукцессии (август–сентябрь) при развитии сверхплотных сообществ микроводорослей в эстуарных экосистемах преимущество имеют синезеленые и динофитовые водоросли, которые способны наряду с минеральными использовать органические формы биогенов, переходя на гетеротрофное питание (Макаревич, 2007). Накопление биомассы токсичного фитопланктона в толще воды может подавлять развитие животных. Однако существенным фактором, определяющим развитие голо-, меропланктона в это время, следует считать пресс хищного гребневика *M. leidyi*. Гребневик в мае – середине июня заходит в Азовское море из Черного и к концу лета достигает пика развития (Гребневик..., 2000). Обилие голо- и меропланктона в Темрюкском заливе под воздействием хищника резко снижается, а их биомасса становится в 8 раз ниже биомассы инфузорий. На фоне резкого и непропорционального уменьшения биомассы голо- и меропланктона в августе–сентябре инфузории, главным образом олиготрихиды и *M. rubrum*, занимают важное место в планктонном сообществе с точки зрения формирования населения пелагиали (до 60–80% биомассы зоопланктона). По данным работы (Студеникина, 2005), в период наибольшего

прогрева вод численность бактериальной микрофлоры в эстуарных зонах залива достигает 35 млн кл./мл, сапрофитов – 4.5–6.5 тыс. кл./мл. Судя по величине бактериального населения, воды Темрюкского залива можно отнести к гиперэвтрофным. Ощутимая часть микробного населения, вероятно, формируется за счет аллохтонного стока бактериопланктона, поступающего с речными водами (Сорокин, 2002). В условиях переизбытка пищи происходит наращивание биомассы инфузорий до уровня гиперэвтрофных вод (0.9 г/м^3). Сходные концентрации инфузорий периодически наблюдаются в районах интенсивно загрязняемых портовых и курортных городов северо-восточного шельфа Черного моря (Мамаева, 1994; Селифонова, 2001; 2007). Там, где голо- и меропланктон может существовать с трудом, инфузории потребляют и минерализуют значительное количество первопищи. Согласно нашим расчетам, при максимальной биомассе 0.9 г/м^3 инфузории минерализуют и включают в круговорот $\sim 2.0 \text{ г/(м}^3 \cdot \text{сут)}$ бактерий и микроводорослей.

Состав зоопланктона в открытой эстуарной экосистеме Темрюкского залива во многом обусловлен его связью с рекой Кубань. Доминирующая группа зоопланктона представлена морскими и солоноватоводными видами. Пресноводная фауна (*Loxodes* sp., *Coleps* sp., *Vorticella anabaena* Still, *Strombidium viride* Stein, *Bosmina longirostris* Muller, *Cyclops* sp.) характерна для распресненных портовых вод. Здесь обилие инфузорий и голо-, меропланктона в среднем было в 1.5–2 раза выше, чем в мористых водах. Вероятно фауна получает возможность развития, в массе используя ОВ, детрит, выносимые из порта, а также цианобактерии, которые потребляются инфузориями в виде детрита.

На распределение, обилие и структуру зоопланктона значительное влияние оказывают условия питания, трофические взаимоотношения, конкурентные и симбиотические взаимодействия. Так, периодическое «цветение» воды токсичными динофитовыми водорослями, достигающими в августе достаточно высокой численности (1 млн кл./л), хорошо согласуется с высокими показателями численности тинтинид. В отличие от планктонных ракообразных инфузории не имеют нервной системы, поэтому нечувствительны к вырабатываемому *Prorocentrum micans* нервнопаралитическому сакситоксину и способны перерабатывать токсичный фитопланктон в своей пищевой цепи (Рябушко, 2003; Сорокин, 2002).

Следовательно, сообщества инфузорий и голо-, меропланктона эстуарной пелагической экосистемы формируются в соответствии с фазами развития сообществ пелагиали. В мае доминирует зоопланктон (соотношение биомасс инфузорий и зоопланктона 1 : 8), в миксотрофную фазу (август–сентябрь) возрастает роль инфузорий (8 : 1). Развитие сверхплотных сообществ ресничных простейших и детритофагов в отдельные периоды вегетационного сезона характерно для гиперэвтрофной пелагической экосистемы.

ГЛАВА 8. СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ АЗОВСКОГО МОРЯ РАЗНОГО ТРОФИЧЕСКОГО ТИПА

8.1. ТАГАНРОГСКИЙ ЗАЛИВ

Реконструкция схемы сезонных изменений зоопланктона в Таганрогском заливе свидетельствует об их цикличности. Биомасса зоопланктона высока в мае-июле ($1.0-1.3 \text{ г/м}^3$), в августе-сентябре низка ($0.2-0.15 \text{ г/м}^3$). Летне-осеннее снижение биомассы зоопланктона характерно исключительно для западного и центрального районов залива, где в массе размножается хищник *Mnemiopsis leidyi*. Развитие зоопланктона в восточном районе Таганрогского залива не укладывается в общую схему сукцессии пелагического сообщества. Восточный район – зона смешения речных и морских вод. Поэтому в отсутствие хищников и при наличии доступного для планктонных организмов ОВ, поступающего со стоком реки Дон, здесь отмечается интенсивное развитие зоопланктона. Вместе с тем, в летний сезон в условиях стратификации вод в Таганрогском заливе регулярно наблюдаются интенсивные «цветения» воды синезелеными водорослями, которые охватывали не только восточную, но центральную часть залива (Макаревич, 2007; Ясакова, 2006). Накопление биомассы токсичного фитопланктона в толще воды, как правило, приводит к весьма опасному феномену – гиперэвтрофикации вод (Сорокин, 2002). Такие «цветения» нередко сопровождаются заморами – гибелью зоопланктона, зообентоса и рыб. В Таганрогском заливе наблюдается пространственная разобщенность зон интенсивной продукции ОВ фитопланктоном (заморных зон) и зон интенсивного развития зоопланктона. В тоже время в донных биоценозах отмечается бедность, однообразие на всей площади дна. Доминируют толерантные к эвтрофикации вод и сульфидному заражению донных осадков *Polychaeta* (*Neanthes succinea* Frey & Leuck.) и *Oligochaeta* (Сергеева, Буркацкий, 2002; Сорокин, Буркацкий, 2007; Шохин и др., 2006). Биомасса зообентоса колеблется от нулевых значений в зонах заморозов до 31.6 г/м^2 . В июне 2003 г. зона заморозов локализуется в центральном районе, где наблюдается интенсивное цветение воды токсичной синезеленой водорослью *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing с биомассой 200 г/м^3 (Макаревич, 2007; Ясакова, 2006). В менее эвтрофном западном районе наряду с диатомовыми и динофитовыми водорослями *Prorocentrum micans* Ehr., *Exuviaella cordata* Ostf., *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl., биомасса которых может достигать более 5 г/м^3 , отмечен зоопланктон. Поэтому объектом наших исследований являются экосистемы гиперэвтрофного центрального и эвтрофного западного районов, которые по работе (Славинский, 2006) можно отнести к экосистемам различных уровней организации кризисного процесса. На основе трофодинамических моделей этих экосистем был произведен анализ структурно-

функциональной трансформации зоопланктона и выяснена его роль в функционировании экосистемы Таганрогского залива. В качестве примера в таблице 8.1.1 приведены результаты балансовых расчетов для основных компонентов экосистем центрального и западного районов.

Анализ энергетических потоков в гипертрофной экосистеме центрального района отчетливо демонстрирует деградирующие изменения в сообществе рыб, зообентоса, зоопланктона, включая планктонных простейших – разрушение и упрощение животной пищевой цепи (рисунок 8.1.1а). Метаболизм экосистемы осуществляется в основном за счет миксотрофных синезеленых водорослей и гетеротрофных бактерий. На их долю приходится 69.5 и 30.35% суммарной деструкции. В результате несбалансированности первичной продукции и ее трат гетеротрофами ($P/D = 4.6$) происходит накопление (ОВ) в толще воды и на дне. Значительная часть потока энергии в такой экосистеме расходуется на образование лабильных сульфидов, что усугубляет экологическую обстановку в зонах загрязнения. В критическом режиме (при дисбалансе потоков энергии) экосистема теряет устойчивость, наступает ее глубокая трансформация и энергетический коллапс (элиминация и выпадение звеньев трофической цепи, утрата способности экосистемы к самоочищению).

Таблица 8.1.1 – Элементы суточного баланса энергии в экосистемах центрального и западного районов Таганрогского залива (июнь 2003 г.)

Компонент сообщества	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>F</i>	$D/\sum D,$ %
	кДж/м ²						
Центральный район							
Фитопланктон	2871.5	2440.8	2805.4	–	364.6	–	69.5
Бактериопланктон	92.3	74.7	233.6	233.6	158.9	–	30.35
Инфузории	1.5	1.0	1.8	3.0	0.8	1.2	0.15
Голо-, меропланктон	0.23	0.025	0.06	0.1	0.035	0.04	<0.005
Западный район							
Фитопланктон	71.7	61.0	70.1	–	9.1	–	11.9
Бактериопланктон	30.8	24.9	77.8	77.8	52.9	–	69.3
Инфузории	18.4	12.8	23.4	39.0	10.6	15.6	14.0
Голо-, меропланктон	7.2	0.82	1.8	3.0	0.98	1.2	1.3
Зообентос	24.2	0.84	2.8	5.6	1.96	2.8	2.5
Рыбы	20.9	0.3	1.0	1.3	0.7	0.3	1.0

Примечание. *B* – биомасса, *P* – продукция, *A* – усвоенная пища, *C* – рацион, *D* – деструкция, *F* – неусвоенная пища.

Результаты функционального анализа экосистемы западного района показывают, что большая часть общего потока энергии в его экосистеме (около 70%) проходит через микробную пищевую цепь. Для такой экосистемы характерна сложная трофическая сеть с обильным зоопланктоном (рисунок 8.1.1б). Здесь, наряду с гетеротрофным бактериопланктоном,

интенсивно развиваются инфузории, в частности раковинные инфузории *Tintinnida*, естественные потребители фитопланктона. Инфузории – доминирующая группа, которая составляет около 72% биомассы зоопланктона. Их продукция и метаболизм более чем в 3–6 раз превышают таковые показатели голо- и меропланктона, зообентоса и рыб.

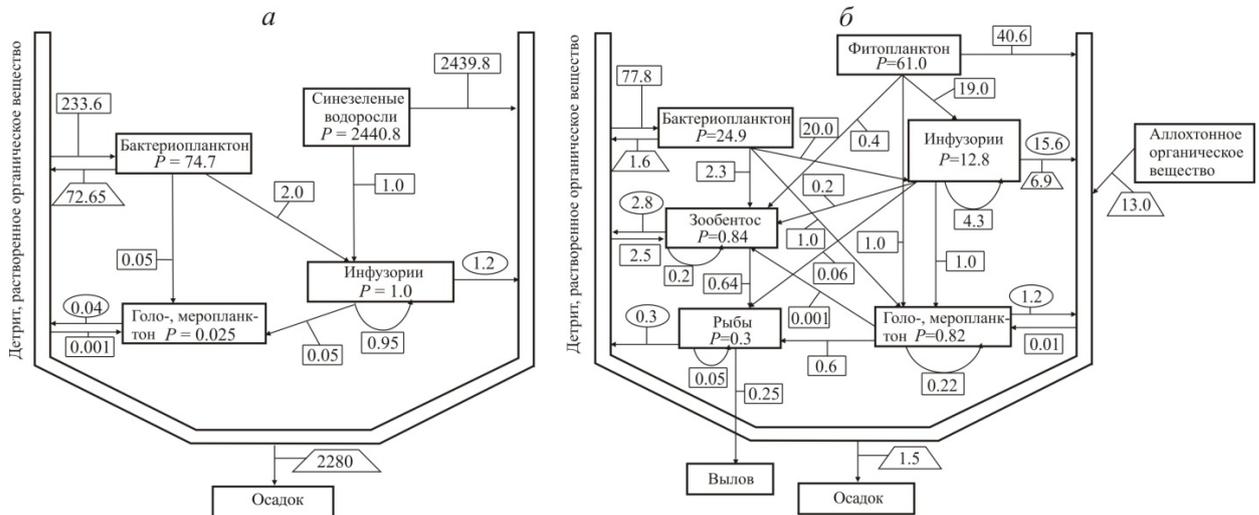


Рисунок 8.1.1 – Реконструкция схемы потоков энергии ($\text{кДж}/\text{м}^2$) в экосистеме центрального района Таганрогского залива в зоне локального цветения синезеленых водорослей (а) и в экосистеме западного района (б) в июне 2003 г.:

цифры в квадратах – рацион последующего трофического звена, в кружках – неувоенная часть рациона, в трапециях – непотребленная продукция

Деструкционная активность инфузорий направлена, прежде всего, на усвоение и минерализацию накапливающейся биомассы бактерий и пикоцианобактерий (Сорокин, 2002). Доля инфузорий в деструкции ОВ достигает 14%. «Емкость» сообщества гетеротрофов к переработке ОВ, оцененная по их суммарному дыханию (Сорокин, 1996), в 1.2 раза превышает первичную продукцию фитопланктона. При сравнительно небольшой биомассе голо- и меропланктона и угнетенном зообентосе деятельность микрогетеротрофов в пищевой цепи «бактерии – инфузории» (так называемой «микробной петли») оказывается достаточной для эффективного метаболизма экосистемы западного района. Аналогичное явление наблюдалось в лагунах северо-западной Адриатики, где под воздействием гипертрофикации вод периодически возникали «цветения» токсичных динофлагеллят (Сорокин, 2002). Через неделю после начала их «цветения» в водоемах появлялась крупная инфузория тинтиннида *Favella ehrenbergii* (Cl. et Lach.), которая достаточно быстро истребляла фитопланктон и обуславливала кратковременность заморных явлений. Следует иметь в виду, что неполные наблюдения за составом фауны в восточном районе Таганрогского залива пока не позволяют судить об интенсивности функционирования зоопланктона в целом по водоему.

Оценим роль гребневика в функционировании экосистемы Таганрогского залива. Хищный гребневик *M. leidyi* – эстуарная форма, дающая высокую численность при солености до 3.5-4‰ (пониженная соленость способствует его нересту). Массовое развитие *M. leidyi* приурочено к центральному и западному районам, где по оценкам (Гребневик..., 2000) его среднемноголетняя биомасса (226 г/м^3) более чем в 2 раза выше аналогичных показателей открытой части Азовского моря. Отсутствие существенных различий в распределении биомассы гребневика в Таганрогском заливе (Гребневик..., 2000) дает нам возможность рассматривать западный и центральный районы как единую экосистему.

В период массового развития гребневика (август-сентябрь) доля первопищи (фитопланктон и бактерии) в биомассе изучаемой экосистемы достигает 75%, при этом $> 80\%$ общего потока энергии проходит через микробную пищевую цепь. Продукты метаболизма гребневика (выделение слизи с поверхности тела) создают благоприятные условия для развития микрогетеротрофов, в первую очередь бактериального сообщества, биомасса которого достигает $\geq 2 \text{ г/м}^3$. В фитопланктоне господствуют диатомеи родов *Leptocylindrus*, *Skeletonema costatum*, зеленые нитчатые формы *Ulothrichaceae*, синезеленые *Microcystis aeruginosa* (Макаревич, 2007). Биомасса голо- и меропланктона крайне низка (0.02 г/м^3) и соответствует наблюдаемой нами во время интенсивного «цветения» воды синезелеными водорослями в июне в центральной части залива (см. рисунок 8.1.1a). Основной пищей гребневика является метазойный планктон (науплиусы, голо-, меропланктон и мелкие личинки рыб) (Гребневик..., 2000). Согласно модельным расчетам в пик своего развития гребневик выедает до 97% продукции сетного зоопланктона, что приводит к резкой редукции видового состава, биомассы планктонного сообщества и разрастанию кризисных процессов в экосистеме (рисунок 8.1.2). Только самая ничтожная часть первопищи может утилизироваться в пищевой цепи почти нацело истребленным голо- и меропланктоном, а его произведенная продукция может удовлетворить пищевые потребности рыб всего на 2.5%. Эвтрофикация и резкое снижение количества потребителей фитопланктона – одна из главных причин повышения биомассы фитопланктона до уровня «цветения» в Таганрогском заливе (Ясакова, 2006). Возможно гребневик способен использовать в пищу хищную коловратку аспланхну, потребляющую большое количество ракообразных, а также прочих более мелких организмов, включая инфузорий, налипающих на слизь его лопастей. Существенно и то, что в условиях его массового развития происходит депрессирование популяций пелагофильных видов рыб вследствие ухудшения кормовой базы. Гребневик фактически полностью выедает планктонный биофильтр, тем самым, снижая самоочистительную способность экосистемы, а продукты его жизнедеятельности способствуют интенсификации сульфатредукции в донных осадках и нарастанию заморных явлений (Селифонова, 2010б; Сорокин, Буркацкий, 2007).

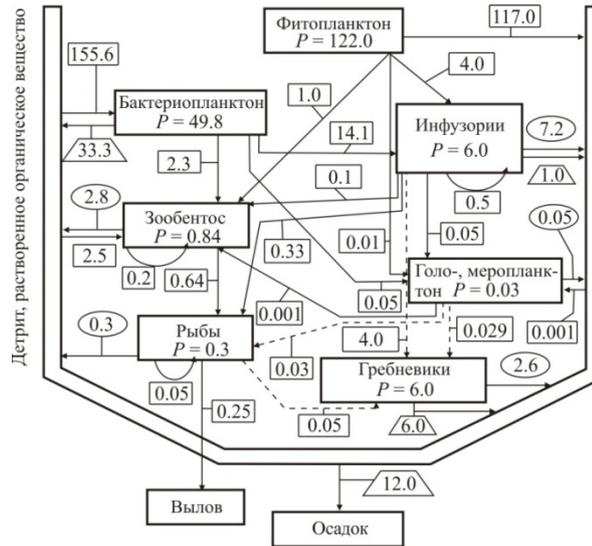


Рисунок 8.1.2 – Реконструкция схемы потоков энергии (кДж/м²) в экосистеме центрального и западного районов Таганрогского залива при массовом развитии гребневика *Mnemiopsis leidyi* (август-сентябрь 2003 г.)

Результаты исследований свидетельствуют о том, что только благодаря развитому сообществу микрогетеротрофов, в частности раковинных инфузурий, экосистема Таганрогского залива не испытывает полного коллапса в период экологических катастроф, вызванных интенсивным «цветением» воды синезелеными водорослями. В условиях массового развития хищного гребневика резко редуцируется видовой состав, биомасса голо- и меропланктона, что делает его важным фактором, снижающим кормность водоема и численность популяций рыб. Элиминация этих звеньев приводит к упрощению трофической сети и утрате способности экосистемы к биотическому самоочищению и способствует еще более сильной деформации экосистемы.

8.2. ТЕМРЮКСКИЙ ЗАЛИВ

Для выявления особенностей функционирования гиперэвтрофной экосистемы Темрюкского залива в периоды развития сверхплотных сообществ ресничных простейших, детритофагов и хищников были рассчитаны балансы энергии и построены соответствующие схемы потоков энергии. В мае 2006 г. в заливе доминировали коловратки и личинки усонюгих раков (соотношение биомасс инфузурий и зоопланктона составляло 1 : 8), в августе в условиях пресса хищного гребневика на кормовой зоопланктон возростала роль инфузурий (8 : 1) (Selifonova, 2011б). В качестве примера в таблице 8.2.1 приводятся результаты балансовых расчетов для основных компонентов экосистем в период интенсивного развития коловраток и личинок усонюгих раков (май 2006 г.).

Таблица 8.2.1 – Элементы суточного баланса энергии в экосистеме Темрюкского залива в мае

Компонент сообщества	<i>B</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>F</i>	<i>D/ΣD</i> , %
	кДж/м ²						
Фитопланктон	73.2	62.2	71.5	–	9.3	–	7.7
Бактериопланктон	56.5	45.7	142.8	142.8	97.1	–	80.0
Инфузории	8.3	5.8	10.5	17.5	4.7	7.0	3.9
Голо-, меропланктон	54.8	6.5	14.4	24.0	7.9	9.6	6.5
Зообентос	21.3	0.74	2.46	4.9	1.72	2.44	1.4
Рыбы	14.6	0.21	0.84	1.05	0.63	0.21	0.5

Примечание (усл. обозн. см. таблицу 8.1.1)

В мае экосистема Темрюкского залива находилась в начале гетеротрофной фазы сукцессии. Суммарная деструкция превышала продукцию в два раза ($P/D = 0.5$). В фитопланктоне в массе развивались плохо потребляемые зоопланктоном токсичные синезеленые водоросли *Microcystis aeruginosa*. Энергетической основой для функционирования экосистемы являлось главным образом аллохтонное ОВ (46.1 кДж/м²), которое поступало со стоком реки Кубань и подвергалось первичной деструкции через бактериальное звено (рисунок 8.2.1а).

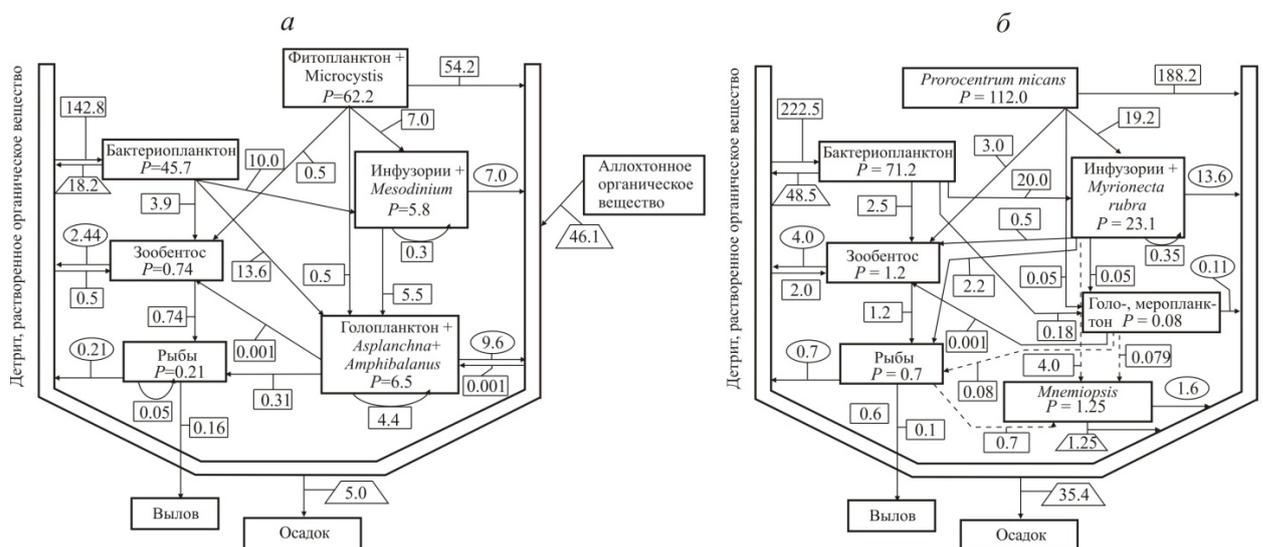


Рисунок 8.2.1 – Схема трофической цепи и суточных потоков энергии (кДж/м²) между ее компонентами в экосистеме Темрюкского залива в мае 2006 г. во время интенсивного развития коловраток и личинок усонюгих раков (а) и в августе, когда хищный гребневик *Mnemiopsis leidyi* оказывает повреждающее воздействие на экосистему (б).

Большая часть общего потока энергии в экосистеме залива (около 80%) проходила через бактериальное звено. Наряду с гетеротрофным бактериопланктоном интенсивно развивались инфузории рода *Mesodinium* и раковинные инфузории *Tintinnida*, естественные потребители

фитопланктона. Однако доля ресничных простейших в деструкции ОВ была 3.9%, что ниже чем доля голо- и меропланктона – 6.5%. Уникальность эстуарной экосистемы состояла в том, что метазойный планктон являлся важным компонентом экосистемы. Максимальное количество личинок усоногих раков и коловраток синхет с детритоядной стратегией питания в планктоне эстуарной зоны – реакция на высокое содержание в воде детрита и ОВ. Благодаря интенсивному метаболизму эти организмы играли огромную роль в самоочищении экосистемы залива. Наряду с хищной коловраткой аспланхной они не только конкурировали за источники питания с инфузориями, но и потребляли их. Голо- и меропланктон при биомассе 3.7 г/м³ усваивал и включал в круговорот 1.6 г/м³ первопищи (для сравнения инфузории при биомассе 0.45 г/м³ – 0.9 г/м³). Функционирование такого мощного метазойного планктонного биофильтра в условиях эвтрофирования вод, поступающих с водами реки Кубань, обеспечивало в этот период быстрый оборот первичной продукции фитопланктона, предотвращая формирование устойчивых токсичных цветений.

Характерная особенность августа – почти полное отсутствие голо- и меропланктона в Темрюкском заливе за счет выедания их хищным гребневиком *M. leidyi*. Среднемноголетняя биомасса гребневика в Темрюкском заливе составляла 50 г/м³. Согласно модельным расчетам, в пик своего развития гребневик выедал до 99% продукции голо- и меропланктона и 30.5% продукции инфузорий, что приводило к разрастанию кризисных процессов и дестабилизации экосистемы. В такой экосистеме только ничтожная часть фитопланктона (0.023%) и гетеротрофных бактерий (0.25%) могла утилизироваться обедненным голо- и меропланктоном. В период исследования воды залива были охвачены интенсивным «цветением» токсичной динофитовой водорослью *Prorocentrum micans* – 16.9 г/м³. Первичная продукция фитопланктона незначительно превосходила суммарную деструкцию ОВ гетеротрофами (P/D = 1.05). В таких условиях могло иметь место органическое самозагрязнение экосистемы. Однако процессы накопления энергии автотрофами и ее растрачивания гетеротрофами были сбалансированы, что сдерживало развитие кризисных процессов. Доля бактериопланктона в суммарной деструкции составляла 75.8%, доля инфузорий – 5.35%, доля зообентоса – 1.4%. Инфузории были представлены главным образом *Mesodinium rubrum* с постоянными симбиотическими хлоропластами. Эти инфузории в условиях поступления ОВ с речным стоком и жаркой безветренной погоды способны развиваться до уровня «красных приливов» (Туманцева, 1981). В донных биоценозах Темрюкского залива было распространено обедненное сообщество с доминированием брюхоногих моллюсков рода *Hydrobia*, которые не требовательны к дефициту кислорода и сероводородного заражения донных осадков (Шохин и др., 2006). Следовательно, в основе трансформации экосистемы Темрюкского залива в период наибольшего прогрева воды лежала деградация высших звеньев трофической цепи в пелагиали (планктонные фильтраторы).

Известно, что разность между деструкцией и первичной продукцией характеризует функцию самоочищения, выполняемую экосистемой водоема (Сорокин, 1982). В критическом режиме при дисбалансе потоков энергии устойчивая целостность экосистемы нарушается, происходит организационная перестройка экосистемы за счет неконтролируемого роста отдельных видов. Следствием является развитие необычайно плотных цветений токсичных форм фитопланктона, что приводит к весьма опасному феномену – гипертрофикации вод Азовского моря. В экосистеме с нарушенной пищевой цепью ОВ, продуцируемое фитопланктоном, фактически не потребляется, оседает на дно и при деградированном биофилтре вызывает аноксию и сульфатредукцию (Якушев и др., 2003; Сорокин, Буркацкий, 2007). Поэтому такие «цветения» нередко сопровождаются заморами – гибелью зоопланктона, зообентоса и рыб, т.е. имеют катастрофические последствия для их фауны.

8.3. ОТКРЫТАЯ ЧАСТЬ АЗОВСКОГО МОРЯ

Энергетический баланс экосистемы Азовского моря был рассчитан для июня 2005 года в соответствии со сроками заселения ее гребневиком *Mnemiopsis leidy* A.Agassiz. В сравнении с 2003 и 2004 гг. в это время удалось отметить его более ранний заход из Черного моря (Селифонова, 2008а). Результаты балансовых расчетов, представленные в таблице 8.3.1, были использованы для построения рисунка 8.3.1.

Таблица 8.3.1 – Элементы суточного баланса энергии в экосистеме Азовского моря в июне 2005 г.

Компонент	B	P	кДж/м ²				R/ΣR, %
			A	C	R	F	
Фитопланктон	52.7	44.8	51.5	–	6.7	–	8.0
Бактериопланктон	37.6	30.5	95.3	95.3	64.8	–	78.3
Инфузории, коловратки	11.6	8.1	14.8	24.5	6.7	9.7	8.0
Голо-, меропланктон	7.1	0.78	1.7	2.8	0.92	1.1	1.3
Гребневик <i>Mnemiopsis</i>	9.6	0.3	0.8	1.4	0.5	0.6	0.6
Зообентос	31.3	1.1	3.6	7.3	2.5	3.7	3.0
Рыбы	20.9	0.3	1.0	1.3	0.7	0.3	0.8

Примечание (усл. обозн. см. таблицу 8.1.1)

Анализ данных показал, что в июне 2005 г. экосистема находилась в гетеротрофной фазе сукцессии. Суммарная деструкция ОВ почти в два раза превосходила продукцию фитопланктона. Основной поток энергии проходил через детритную пищевую цепь, в которой главную роль играли микрогетеротрофы. Из трофодинамической модели экосистемы Азовского моря видно, что энергетической основой для функционирования экосистемы служит как автохтонное ОВ, продуцируемое фитопланктоном (44.8 кДж/м²), так и аллохтонное ОВ (35.31 кДж/м²), поступающее с береговым стоком.

Общая численность бактерий в период исследований была на уровне эвтрофных вод – 5 млн кл./мл при биомассе 1 г/м³. Согласно расчетам, деструкцию ОВ на 78.3% осуществляло бактериальное сообщество. В значительно меньшей степени в этом процессе участвовал фитопланктон (8.0%) и инфузории (8.0%).

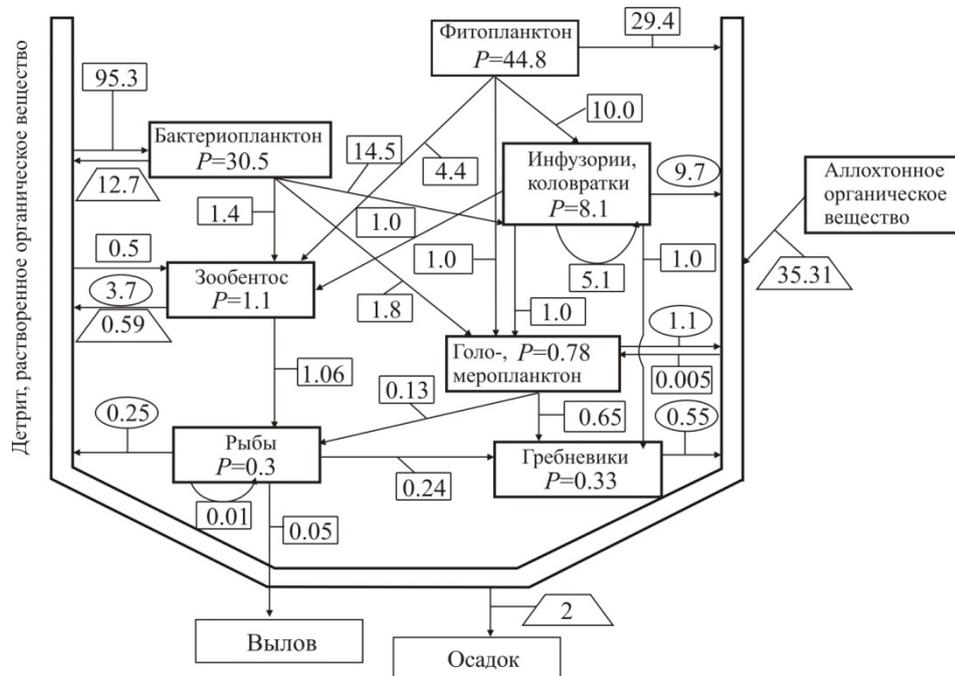


Рисунок 8.3.1 – Схема трофической цепи и суточных потоков энергии (кДж/м²) между ее компонентами в экосистеме открытой части Азовского моря

Биомасса планктонных инфузорий и коловраток была в пределах 0.52 г/м³. Инфузории представлены преимущественно мелкими олиготрихидами рода *Strombidium* размером 10–20 мкм, основную пищу которых составляют бактерии и цианобактерии. Раковинные инфузории (фитофаги) *Tintinnopsis karajacensis* Brandt, *T. subacuta* Jörgensen, *T. meunieri* Kof. et Camp., *T. baltica* Brandt и *T. cylindrica* Daday составляли ≤10–20% общей численности. Биомасса науплиусов *Sopropoda* была низка (0.04 г/м³), биомасса коловраток составляла 0.22 г/м³. Среди коловраток отмечены *Synchaeta baltica* Ehrb., *S. vorax* Rousset, *Asplanchna priodonta* Gosse, *Brachionus quadridentatus quadridentatus* Hermann, *B. plicatilis* O.F.Müll., *B. diversicornis* (Daday), *B. calyciflorus* Pall. и *Keratella cochlearis cochlearis* (Gosse).

Средняя биомасса фитопланктона достигала 2.7 г/м³. В его составе доминировали синезеленые водоросли *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk. и *Lyngbia limnetica* Lemm. (70–99% биомассы). На отдельных станциях их биомасса достигала 8.0 г/м³. В составе диатомовых водорослей в пробах преобладали *Cyclotella caspia* Grun., крупные водоросли рода *Coscinodiscus* и *Rhizosolenia calcar-avis* (M.Schültze) (1–30%), из перидиниевых – *Prorocentrum*

micans Ehr., *P. minimum* (Pav.) Schill. (1–25%). Наннофитопланктон представлен преимущественно хламидомонадами и криптомоновыми флагеллятами, которые составляли 10–15% общей биомассы фитопланктона (300 мг/м³).

Несмотря на то, что средняя биомасса голо- и меропланктона в Азовском море достигала 0.4 г/м³, в деструкционных процессах этот компонент сообщества играл ничтожную роль (1.3%). В голопланктоне доминировала устойчивая к антропогенному загрязнению *Acartia tonsa* Dana (60%). Наибольшие ее величины (1.0–1.5 г/м³) наблюдались в восточной части моря. Пики численности личинок донных животных отмечены в северо-восточной части (0.6 г/м³). Среди них преобладали личинки баянусов (12% биомассы) и моллюсков (*Mytilaster lineatus* (Gmelin), *Hydrobia acuta* (Draparnaud) и прочие – 17%). Таким образом, в сетном зоопланктоне развивались преимущественно детритофаги. Продукция фитопланктона, произведенная в основном синезелеными водорослями, могла удовлетворить их пищевые потребности только на 35%, остальная часть рациона покрывалась за счет бактериальной биомассы и инфузорий. Средняя биомасса зоопланктона была почти в два раза ниже наблюдаемой в 2003 г. Одной из возможных причин снижения обилия голо- и меропланктона в 2005 г. может быть выедание его пелагическим хищником – гребневиком *Mnemiopsis leidyi*. Об этом свидетельствовало повсеместное обнаружение фрагментов тела и личинок гребневика в пробах. Относительно высокая температура воды в Азовском море в июне 2005 г. (21.7°C), по-видимому, стимулировала его более ранний заход из Черного моря (Гребневик., 2000). На станциях, расположенных в юго-восточном районе моря, где в массе развивался гребневик, мезозоопланктон фактически отсутствовал (0.01–0.04 г/м³). При раннем заходе его биомасса может достигать 13.0 г/м³ (Гребневик., 2000). С учетом высокой концентрации личиночных и ювенильных стадий гребневика в пробах (1.1 г/м³) эта величина и была принята в расчет. Развиваясь в массовых количествах, гребневики выедают до 83% продукции сетного зоопланктона.

Анализ зообентоса выявил, что плотность поселений донных животных и распределение их биомассы в восточной части Азовского моря варьирует в широких пределах – от нулевых значений в зонах замороз до 183 г/м² при средних значениях 30 г/м² (Сергеева, Буркацкий, 2002). По данным работы (Шохин и др., 2005)], в июне 2004 г. биомасса зообентоса в Азовском море колебалась от 7.5 до 1 255 г/м² (в среднем 211 г/м²), причем самые низкие ее значения зарегистрированы в центральной и юго-восточной частях моря. Можно полагать, что на долю бентосных сообществ приходилось ≤3% суммарной деструкции. В составе зообентоса доминировали толерантные к сульфидному загрязнению и гипоксии моллюски *Hydrobia acuta*, *Mytilaster lineatus*, *Abra segmentum* (Récluz) и *Cerastoderma lamarcki lamarcki* (Reeve) (Алемов 1996; Любин, 1999; Сергеева, Буркацкий, 2002). Основную часть суммарного рациона

бентофауны, представленной главным образом двустворчатыми моллюсками-фильтраторами, составляли инфузории, фитопланктон и бактерии.

Ихтиофауна Азовского моря расходует $\leq 1\%$ суммарного дыхания. Ее биомасса в среднем в 5 раз превышает вылов. По расчетам, существующая популяция рыб-планктофагов с биомассой 200 тыс. т может использовать только 16.6% всей продукции кормового мезозoopланктона, так как его основная масса выедается гребневиком.

Азовское море – высокоэвтрофный водоем, который подвержен значительному сульфидному загрязнению. В июне 2005 г. содержание лабильных сульфидов в донных осадках на отдельных станциях в Азовском море достигало значительных величин – до 1100–1600 мг S на 1 дм³ сырого осадка (Сорокин, Закусина, 2006).

Биологическое сообщество, представленное в основном микрогетеротрофами (бактерии, простейшие), детритофагами и устойчивыми к загрязнению видами, находилось в гетеротрофной фазе сукцессии. Основной поток энергии проходил через детритную пищевую цепь, в которой главную роль играли бактерии (81% суммарной деструкции). Основой для функционирования бактериопланктона, как главного функционального компонента сообщества, было как автохтонное, так и аллохтонное ОВ, поступающее с береговым стоком. Деструкция основной массы автохтонного ОВ происходила только после отмирания водорослей, так как большая их часть была представлена плохо потребляемыми токсичными синезелеными водорослями. Толерантные к сероводороду и использующие его в своем метаболизме эти водоросли и определяют экологический статус Азовского моря как эвтрофного бассейна (Сорокин, 2002; Сорокин, Закусина, 2006). Их интенсивное развитие в период исследования следует считать серьезной дополнительной нагрузкой для гетеротрофов, участвующих в самоочищении вод. Мезозoopланктон и макрозообентос ввиду их слабого развития и подавленности гребневиком в продукционно-деструкционных процессах играли незначительную роль. В такой экосистеме с нарушенной пищевой цепью ОВ, продуцируемое цианобактериями, фактически не потребляется, оседает на дно и при деградированном биофилтре вызывает аноксию и сульфатредукцию (Сорокин, 1996в; Сорокин, 2002). Примером могут служить периодические необычайно плотные цветения цианобактерий в Азовском море, имеющие катастрофические последствия для фауны (Якушев и др., 2003).

Характерная черта донных биоценозов Азовского моря – их исключительная бедность и доминирование толерантных к сульфидам и гипоксии видам. Сульфидный ион – сильный цитохромный яд, адаптироваться к которому могут лишь немногие представители водной фауны (Grishaber et al., 1992). Отравление сероводородом – основная причина смертности рыб-бентофагов и вымирания отдельных компонентов зообентоса во время летних заморозов (Сорокин, 2002; Сорокин, Закусина, 2006). По мнению этих авторов, процесс накопления

лабильных сульфидов в верхнем слое донных осадков мелководных морских бассейнов – наиболее опасное последствие их органического загрязнения и самозагрязнения. Жизнедеятельность донной фауны Азовского моря, представленной главным образом двустворчатыми моллюсками-фильтраторами, в условиях мелководного бассейна способствует эвтрофированию вод и стимулирует сульфатредукцию в донных осадках.

Увеличение биомассы трофических тупиков (гребневиков) в период исследования – главная причина недоиспользования пелагическими рыбами значительной части (93%) продукции кормового зоопланктона. Однако гребневик-мнемиопсис интенсивно питается не только голо- и меропланктоном, но и пелагической икрой летнерестующих рыб (Цихон-Луканина, 1991; Цихон-Луканина и др., 1991). Изымая значительную часть планктофауны, хищник сокращает количество оседающих личинок беспозвоночных в донные биотопы и наносит серьезный ущерб экосистеме Азовского моря и ее продуктивности. Влияние гребневика на экосистему следует считать отрицательным, так как он фактически полностью выедаёт планктонный биофильтр, а также отмирая способствует интенсификации сульфатредукции в донных осадках (Сорокин, 1996) и заморным явлениям, все чаще наблюдаемым в Азовском море в последнее десятилетие. Отмечая имеющиеся признаки деформации экосистемы Азовского моря, следует указать, что эти негативные явления носят сезонный характер, проявляясь в острой форме в период максимальных температур и стратификации вод.

Таким образом, в условиях высокого эвтрофирования вод и интенсивного сероводородного заражения донных осадков при отсутствии нормальной пищевой цепи образовалась достаточно стабильная, но трансформированная экосистема. Важным фактором, в значительной степени определяющим характер трансформации экосистемы, ее последующую структуру и низкую продуктивность наряду с эвтрофикацией и загрязнением, следует считать воздействие хищного гребневика *M. leidyi*.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Анализ модельных потоков энергии в экосистемах разного трофического типа показал, что экосистемы прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря находятся в состоянии различной степени трансформации и деградации, зависящих от уровня антропогенной нагрузки и берегового стока.

Экосистема Анапской бухты, начиная с 1980-х гг., являлась лидером по интенсивности загрязнения прибрежной части бухты гниющими зелеными водорослями (камкой). Негативные явления проявлялись в острой форме в период максимальных температур. Тем не менее, в этой экосистеме сохранилась нормальная пищевая цепь, включая сообщество моллюсков-фильтраторов песчаного биотопа. В экосистеме полузамкнутой Геленджикской бухты с высоким уровнем эвтрофирования вод и локальным сероводородным заражением донных осадков также функционировала полноценная пищевая цепь, в составе которой отмечены водоросли-макрофиты и моллюски-фильтраторы. Экосистема открытого Таманского порта с интенсивным водообменом являлась основой нормальных портовых экосистем. В экосистемах полузакрытых портов Новороссийска, Туапсе, Сочи и лимана «Змеиное озеро» показано угнетенное состояние зообентоса рыхлых грунтов. В таких экосистемах, несмотря на сероводородное заражение донных осадков, деградацию зообентоса (многощетинковые черви, нематоды) и пресс хищников, активно функционировал полноценный зоопланктон. Главным функциональным компонентом в исследованных экосистемах являлись микрогетеротрофы (бактерии и простейшие). Биологические сообщества сохраняли высокий потенциал самоочищения и вполне справлялись с деструкционной переработкой поступающего в них избыточного ОВ.

В Азовском море в условиях высокого эвтрофирования вод, интенсивного сероводородного заражения донных осадков и прессы хищного гребневика *Mnemiopsis leidyi* образовалась достаточно стабильная, но трансформированная экосистема. Эдификатор экосистемы Азовского моря гребневик *M. leidyi* в летний сезон играл ведущую роль в сложении структуры и функционирования экосистемы Азовского моря. Гребневик фактически полностью выедал планктонный биофильтр и, отмирая, способствовал интенсификации сульфатредукции в донных осадках и заморным явлениям. Главным функциональным компонентом в экосистеме с угнетенным зоопланктоном и зообентосом являлись микрогетеротрофы. Деструкцию ОВ на 70–80% осуществляло бактериальное сообщество, инфузории – 5.3–14%. В метаболизме экосистемы Темрюкского залива в отдельные периоды возрастала роль голо-,

меропланктона (коловратки и личинки баянусов), западного района Таганрогского залива – раковинных инфузорий, что сдерживало развитие кризисных процессов. Наиболее глубоко трансформированной следует считать гиперэвтрофную экосистему центрального района Таганрогского залива с практически полностью разрушенной животной пищевой цепью (деградация зообентоса, зоопланктона, заморы рыб). Экосистема теряла устойчивость, наступала ее глубокая трансформация и энергетический коллапс (элиминация и выпадение звеньев трофической цепи, утрата способности экосистемы к самоочищению). Ключевыми компонентами такой экосистемы были миксотрофные синезеленые водоросли и гетеротрофные бактерии (69.5% и 30.35% потока энергии соответственно).

2. В основе антропогенной трансформации изученных экосистем лежала деградация высших звеньев трофической цепи в пелагиали и бентали, которая происходила на фоне резкого возрастания численности инфузорий и их роли в суммарном метаболизме экосистемы. Кризисные процессы в экосистемах разрастались под воздействием лабильных сульфидов в донных осадках и гребневика *M. leidyi*. Продукционно-деструкционные функции донных сообществ перераспределялись к планктонным, и экосистемы функционировали на уровне микрогетеротрофов (бактерии, простейшие).

3. В прибрежных водах северо-восточного шельфа Черного моря зарегистрировано 211 таксономических форм, зоофлагеллят – 10, инфузорий – 54 (31 не указана ранее для региона), голопланктона – 36 (1 таксономическая форма не указана ранее для региона), меропланктона – 78 (49 не указано ранее для региона), ихтиопланктона – 33. В составе зообентоса рыхлых грунтов в бухтах и портах Новороссийска, Туапсе, Сочи, Тамани, Анапы и лимана «Змеиное озеро» – 62 таксономические формы (2 не указаны ранее для региона). В Азовском море обнаружено 116 таксономических форм зоопланктона: инфузорий – 26, голопланктона – 64 (1 не указана ранее для региона), меропланктона – 26 (16 не указаны ранее для региона).

4. Основными «группами риска» инвазий с водяным балластом в северо-восточную часть Черного моря являются раковинные инфузории, веслоногие раки и многощетинковые черви, среди которых установлено шесть инвазивных видов – *Tintinnopsis directa*, *T. tocaninensis*, *Amphorellopsis acuta* (Ciliata: Tintinnida), *Oithona davisae* (Copepoda: Cyclopoida), *Polydora cornuta*, *Streblospio gynobranchiata* (Polychaeta: Spionidae), в Азовском море – *O. davisae*. Многощетинковые черви *S. gynobranchiata*, *P. cornuta* – вредные вселенцы (Zenetos et al., 2005). Выявлено, что основной риск бионвазий представляют воды, поступающие из морей средиземноморья.

5. Показаны конструктивные изменения в неритических сообществах северо-восточной части Черного моря. Сбалансированное чередование максимумов развития гребневиков *M. leidyi*, *B. ovata* и кормового зоопланктона способствовало стабилизации экосистем заливов и бухт на более высоком, чем в 1990-е гг., продукционном уровне. В многолетней динамике выявлено снижение пресса хищного гребневика *M. leidyi*, гетеротрофной ноктилюки и восстановление обилия голо-, меропланктона, до уровня благополучных 1960–1970 гг., ихтиопланктона – до уровня 1980-х гг. Отмечен осенний максимум биомассы голопланктона, отсутствующий в 1990-е гг., многократное возрастание численности ранее редких олиготрофных форм Copepoda (*Paracalanus parvus*, *Centropages ponticus*) и Cladocera (*Pseudevadne tergestina*, *Evadne spinifera*), а также обычных черноморских видов – *Pleopis polyphemoides*, акарций, парасагитты, аппендикулярии и натурализовавшихся циклопоидных копепод *Oithona davisae*.

6. Впервые выполнен многолетний мониторинг меропланктона, охватывающий весь таксономический комплекс. В заливах и бухтах северо-восточного шельфа Черного моря отмечены личинки нового вида полихет *Polydora cornuta*. Выделены сезонные комплексы доминантных видов. Весной доминировали личинки двустворчатых моллюсков *Mytilus galloprovincialis* и Cardiidae gen. sp., летом преобладали личинки брюхоногих *B. reticulatum* и двустворчатых моллюсков *Mitilaster lineatus*, осенью – личинки *Bivalvia M. galloprovincialis*, *Anadara inaequalis*, *Chamelea gallina*. Личинки *Polydora* spp. и *Amphibalanus improvisus* составляли основу пула меропланктона от ранней весны до поздней осени. В заливах и бухтах северо-восточного шельфа доминировали виды меропланктона, толерантные к загрязнению донных осадков: *A. improvisus*, *B. reticulatum*, *M. lineatus*, *Polydora* spp., в Азовском море – *M. lineatus*, *Cerastoderma* sp., *Abra segmentum*, *Hydrobia acuta*, *A. improvisus*. Межгодовая динамика численности меропланктона отличалась значительной вариабельностью. Отмечено влияние температуры воды, сгонно-нагонных явлений, эвтрофирования вод и хищников на численность и распределение меропланктона. В Азовском море большинство личинок донных животных в условиях антропогенного эвтрофирования вод, сероводородного заражения донных осадков и подавленности хищниками не могло завершить метаморфоз и внести свой вклад в пополнение материнских популяций. Под воздействием этих факторов даже в пределах одного месяца численность меропланктона в Азовском море значительно колебалась от нулевых значений в зонах заморозов до нескольких десятков тыс. экз/м³. При низкой температуре воды происходило массовое развитие личинок усоногих раков, цикл развития личинок моллюсков и полихет смещался на более теплый период.

7. В водах портов северо-восточного шельфа и Керченском проливе преобладал монодоминантный ихтиопланктонный комплекс, за пределами портов и курортов – полидоминантный комплекс. В водах Новороссийского, Туапсинского портов и Керченском проливе преобладала икра хамсы, за пределами портов, наряду с хамсой, икра султанки, морского карася, ставриды, лапины и темного горбыля; в Анапской бухте – икра арногосса, морского ерша, морского карася; в Геленджикской бухте – икра хамсы, султанки, ставриды, морского карася, в Сочинском порту – икра султанки. Реакция ихтиопланктона на стресс в загрязненных водах проявлялась в высокой гибели и низком обилии икринок и личинок. Наиболее благополучной по состоянию ихтиопланктона являлась открытая часть Новороссийской бухты. Отмечено увеличение численности икры и личинок редких и охраняемых видов рыб: в открытой части Сочинского порта – остроноса, в Анапской бухте – арногосса, лапины, в открытой части Геленджикской бухты – темного горбыля, каменного окуня, в открытой части Новороссийской бухты – темного горбыля.

8. В районах курортов северо-восточной части Черного моря выявлены признаки увеличения трофического уровня вод по гетеротрофному бактериопланктону. Рост численности микрогетеротрофов (бактерий, зоофлагеллят, инфузорий) приходился на лето-осень. Периоды максимального развития зоофлагеллят совпадали с наибольшей численностью бактерий, но чаще предшествовали ей. Численность инфузорий регулировалась обеспеченностью трофическими ресурсами – «контроль снизу» и прессом консументов – «контроль сверху». Доминантный комплекс алорикатных форм инфузорий представлен семействами Mesodiniidae, Strombidiidae, Strobilidiidae, Colepidae, Urotrichidae, раковинных – семействами Codonellidae, Ptychocyliidae. Соотношение раковинных инфузорий к общему количеству инфузорий в водах крупных портов увеличилось в 5 раз и достигло 25–40%.

9. Показаны деградирующие изменения в сообществе голо-, меропланктона Азовского моря. Взаимодействие «возмущающих факторов» (пресс хищного гребневика *M. leidy*, эвтрофирование) отрицательно сказалось на структуре зоопланктонного сообщества Азовского моря и создало предпосылки для разрастания кризисных процессов в экосистеме. Летне-осеннее снижение обилия голо-, меропланктона и смещение периода их максимального развития на конец весны – начало лета (или на середину в Таганрогском заливе) – проявление быстрых динамических изменений структуры экосистемы под прессом гребневика *M. leidy*, выходящих за рамки стабильного сукцессионного процесса. В наиболее продуктивный месяц года – июнь в голопланктоне отмечено незначительное количество структурообразующих видов. Наибольшего обилия

июньский зоопланктон достигал в северо-восточном районе Азовского моря, Темрюкском заливе и западной части Таганрогского залива. Максимальную численность голопланктона формировали организмы с короткими и простыми жизненными циклами – коловратки рода *Synchaeta* и хищная форма *Asplanchna priodonta*.

10. По отношению к солености в Азовском море выделено несколько фаунистических комплексов копепод. Морской эвригалинный вид *Acartia tonsa* отмечен практически повсеместно, исключая наиболее опресненные эстуарные участки рек. Пресноводные эвригалинные Cyclopoidea и морские эвригалинные Harpacticoida формировали облик эстуарного населения заливов. Из морских видов, отмеченных в Керченском проливе только *Centropages ponticus* образовывал скопления в центральной части моря и проникал в Азовское море до изогалины 7‰. Из эвригалинных видов *Calanipeda aquadulcis* встречался повсеместно, *Eurytemora affinis* образовывал скопления в Таганрогском и Темрюкском заливах. Стеногалинный вид *Heterocope caspia* имел ограниченный ареал – Таганрогский залив.

11. Уточнены представления о взаимоотношениях между инфузориями, голо-, меропланктоном в ходе сукцессионных изменений их структуры в экосистеме Темрюкского залива. В мае соотношение биомассы инфузорий и зоопланктона (коловратки рода *Synchaeta*, *A. priodonta*, личинки усоногих раков *A. improvisus*) находилось в пределах 1 : 8, в августе–сентябре за счет выедания зоопланктона гребневиком *M.leidy* и возрастания роли инфузорий *Mesodinium rubrum*, крупных стромбидиумов и тинтинид имело обратный порядок – 8 : 1.

Таким образом, специфика структурно-функциональной организации экосистем разного трофического типа, рассмотренная на примере прибрежных экосистем северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря, позволяет выявлять значительные трансформации в экосистемах, а закономерный характер динамики комплекса структурных показателей зоопланктона – прогнозировать их направление и степень изменчивости в результате возможных дальнейших естественных и антропогенных изменений среды.

СИМВОЛЫ, ТЕРМИНОЛОГИЯ

N – численность

B – биомасса

R – частота встречаемости вида

P – продукция

P/B – коэффициент удельной продукции

D – деструкция

F – неусвоенная часть рациона

A – усвоенная часть рациона

K_2 – эффективность использования усвоенной пищи на рост

U – усвояемость пищи

C – рацион

V – объем профильтрованной воды

T – температура воды

Cal – калорийность

кДж – килоджоуль

кл. – клетка

экз. – экземпляр

r – коэффициент корреляции

H – индекс Шеннона

ОВ – органическое вещество

НУ – нефтяные углеводороды

Экосистема, или экологическая система – биологическая система, состоящая из сообщества живых организмов (биоценоз), среды их обитания (биотоп), системы связей, осуществляющей обмен веществом и энергией между ними

Сукцессия – закономерный последовательный ряд фаз развития какой-либо экосистемы (цит. по: Славинский, 2006)

Кризис – событие на этом пути, имеющее специфический тип динамики и которое не является характерным для какой-либо конкретной фазы сукцессии (цит. по: Славинский, 2006)

Деградация, регрессия – постепенное снижение сложности, энергетического потенциала и емкости экосистемы, практически необратимое в реальных масштабах времени.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

- Азовский, А.И.* Инфузории мягких грунтов северо-восточного побережья Черного моря // Комплексные исследования северо-восточной части Черного моря: сборник статей. – М.: Наука, 2002. – С. 313.
- Азовское море.* Качество морских вод по гидрохимическим показателям: ежегодник ГОИН: отчет. – Обнинск: Артифлекс, 2011. – 58 с.
- Александров, Б.Г.* Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря: автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Севастополь: ИнБИОМ, 2002. – 30 с.
- Александров, Б.Г.* Проблема переноса водных организмов судами и некоторые подходы к оценке риска новых инвазий // Морськ. екологічн. журн. – 2004. – Т. 3. – № 1. – С. 5–17.
- Айбулатов, Н.А.* Деятельность России в прибрежной зоне и проблемы экологии: монография. – М.: Наука, 2005. – 364 с.
- Алемов, С.В.* Характеристика сообществ макрозообентоса Азовского моря по материалам санитарно-биологической съемки 1992 г. // Диагноз состояния среды прибрежных и шельфовых зон Черного моря: сборник статей – Севастополь: Морской гидрофизический ин-т НАН Украины, 1996. – С. 117–126.
- Андроникова, И.Н.* Количественная оценка участия зоопланктона в процессах самоочищения // Гидробиологические основы самоочищения вод: монография. – Л.: Наука, 1976. – С. 30–35.
- Андроникова, И.Н.* Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов: монография. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
- Архипов А.Г.* Экология ихтиопланктонных сообществ морей Средиземноморского бассейна и северной части центрально-восточной Атлантики // автореф. ... дисс. докт. биол. наук. Пермь: ПГУ, 2006. 50 с.
- Балинец, Н.А.* Условия возникновения тягуна в портах Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зоны и комплексное использование ресурсов шельфа: сборник статей. – Севастополь: НАН Украины МГИ, ИГН, ОФ ИнБИОМ, 2007. – Вып. 15. – С. 362–369.
- Беклемишев, К.В.* Экология и биогеография пелагиали. – М.: Наука, 1969. – 289 с.
- Бердников, С.В.* Разработка и применение компартментальных моделей для изучения пространственных характеристик морских экологических систем: автореф. дис. ... докт. географ. наук. – Мурманск, 2004. – 50 с.
- Березенко, Н.С.* Донная растительность Геленджикской бухты и ее изменения за 35 лет наблюдений // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 70–75.
- Богданова, А.К.* Сгонно-нагонная циркуляция и термический режим Черного моря // Тр. Севаст. биол. ст. – Киев: Наук. думка, 1959. – Вып. 2. – С. 335–352.
- Болгова, Л.В.* Ихтиопланктон Новороссийской бухты в многолетней динамике: тез. докл. XVIII межд. научно-практ. конф. «Актуальные вопросы экологии и охраны природных экосистем южных регионов России и сопредельных территорий». – Краснодар: КубГУ, 2005. – С. 161–162.
- Болгова, Л.В.* Ихтиопланктон Новороссийской бухты в условиях антропогенного воздействия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М.: ИО РАН, 1994. – 25 с.
- Болгова, Л.В.* Функционирование экосистемы Новороссийской бухты в условиях растущего техногенного пресса // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна: сборник статей /Л.В.Болгова, Ж.П.Селифонова, А.С.Плайпа, О.Н.Ясакова. – Ростов/Дону, 1998. – С. 144–149.
- Болгова, Л.В.* Состояние экосистемы черноморского побережья Таманского полуострова: тез. докл. межд. семинара «Современные технологии мониторинга и освоение природных ресурсов южных морей России» /Л.В. Болгова, Л.И. Горайнова, А.С. Прокофьева, В.Ф. Теубова. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2005. – С. 29–31.
- Болгова, Л.В.* Многолетняя динамика ихтиопланктона Новороссийской бухты // Состояние экосистем шельфовой зоны Черного и Азовского морей в условиях антропогенного воздействия /Л.В.Болгова, Н.П. Студиград. – Краснодар: КубГУ, 2011. – С.12–22.
- Болтачева, Н.А.* Обнаружение нового вида-вселенца *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin, 1998 (Polychaeta: Spionidae) в Черном море // Морськ. екологічн. журн. – 2008 Т. 7. – № 4. – С.12.
- Болтачева, Н.А.* О видовой принадлежности *Polydora* (Polychaeta: Spionidae) из Балаклавской бухты (Черное море) / Н.А.Болтачева, Е.В. Лисицкая // Морськ. екологічн. журн. – 2007. – Т. 6. – № 3. – С. 33–35.
- Бронфман, А.М.* Гидрологические и гидрохимические основы продуктивности Азовского моря: монография / А.М. Бронфман, В.Г. Дубинина, Г.Д.Макарова. – М.: 1979. – 288 с.
- Брянцев, В.А.* Соотношение биомассы фито- и зоопланктона как критерий оценки состояния черноморской экосистемы / В.А.Брянцев, Ю.В.Брянцева // Риб. господарство України. – 2003. – Т. 24. – № 1. – С. 37–39.
- Брянцева, Ю.В.* Расчет объемов клеток микроводорослей и планктонных инфузорий Черного моря / Ю.В. Брянцева, А.В.Курилов. – Севастополь: Ин-т биол. южн. морей, 2003. – 20 с.
- Бузолева, Л.С.* Исследование микроорганизмов, поступающих в порт Владивостока с балластными водами судов / Л.С.Бузолева, А.В.Летягина, А.Ю.Звягинцев, И.А.Кашин // Рос. журн. биол. инвазий. – 2012. – № 1. – С. 19–31.

- Васильева, Ю.В. Роль мелкой фракции мезооупланктона в пелагическом сообществе северо-восточной части Черного моря в осенний период / Ю.В. Васильева, А.Ф.Пастернак, А.Г.Тимонин // *Океанология*. – 2009. – Т. 49. – № 4. – С. 523–531.
- Вершинин, А.О. Потенциально-токсичные водоросли в прибрежном фитопланктоне северо-восточной части Черного моря / А.О. Вершинин, А.А. Моручков // *Экология моря*. – 2003. – Вып. 64. – С. 45–50.
- Вершинин, А.О. Сезонные изменения фитопланктона в районе мыса Большой Утриш северо-кавказского берега Черного моря / А.О. Вершинин, А.А. Моручков, И.Н. Суханова., А.Н. Камнев, С.Л. Паньков, С.Л. Мортон, Дж.С. Рамсделл // *Океанология*. – 2004. – Т. 44. – № 3. – С. 399–405.
- Винберг, Г.Г. Первичная продукция водоемов. – Минск: БГУ, 1969. – 348 с.
- Виноградов, К.А. Класс многощетинковые черви – Polychaeta // *Определитель фауны Черного и Азовского морей* / К.А. Виноградов, Г.В. Лосовская. – Киев: Наук. думка, 1968. – Т. 1. – С. 251–359.
- Виноградов, М.Е. Функционирование планктонных сообществ эпипелагиали океана: монография / М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина – М.: Наука, 1987. – 240 с.
- Виноградов, М.Е. Новый вселенец в Черное море – гребневик *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) (Ctenophora: Lobata) / М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина, Э.И. Мусаева, П.Ю. Сорокин // *Океанология*. 1989. Т. 29. № 2. С. 293–299.
- Виноградов, М.Е. Экосистема Черного моря: монография / М.Е. Виноградов, В.В. Сапожников, Э.А. Шушкина. – М.: Наука, 1992. – 112 с.
- Виноградов, М.Е. Состояние зооцены открытых районов Черного моря в конце лета 1992 г. / М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина, Г.Г. Николаева // *Океанология*. 1993. Т. 33, № 3. С. 382–387.
- Виноградов, М.Е. Мезопланктон восточной части Карского моря и эстуариев Оби и Енисея / М.Е. Виноградов, Г.М. Виноградов, Г.Г. Николаева, В.С. Хорошилов // *Океанология*. – 1994. – Т. 34. – № 5. – С. 716–723.
- Виноградов, М.Е. Массовое развитие гребневика *Beroe ovata* Eschscholtz у северо-восточного побережья Черного моря / М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина, Л.Л. Анохина и др. // *Океанология*. – 2000а. – Т. 40. – № 1. – С. 52–55.
- Виноградов, М.Е. Особенности биологии гребневиков-вселенцев и их роль в экосистеме Черного моря // *Виды-вселенцы в европейских морях России* / М.Е. Виноградов, С.В. Востоков, Е.Г. Арашкевич и др. – Апатиты: КНЦ РАН, 2000б. – С. 91–113.
- Виноградов, М.Е. Взаимодействие популяций гребневиков *Mnemiopsis leidyi* и *Beroe ovata* у кавказского побережья Черного моря / М.Е. Виноградов, Э.А. Шушкина, С.В. Востоков и др. // *Океанология*. – 2002. – Т. 42. – № 5. – С. 693–701.
- Виноградов, М.Е. Мониторинг пелагических сообществ северо-восточной части Черного моря в 2004 г.: макро- и мезопланктон / М.Е. Виноградов, Л.П. Лебедева, Г.М. Виноградов и др. // *Океанология*. – 2005. – Т. 45. – № 3. – С. 381–392.
- Виноградов, М.Е. Состояние сообществ прибрежного мезопланктона северо-восточной части Черного моря в 2005 г. / М.Е. Виноградов, Л.П. Лебедева, Т.А. Лукашева, Л.Л. Анохина // *Океанология*. – 2006а. – Т. 46. – № 6. – С. 868–877.
- Водяницкий, В.А. Справочник по Новороссийской бухте. – Новороссийск: Новорос. биол. ст. им. В.М. Арнольди, 1936. – 128 с.
- Вяткина, Г.Г. Численность различных физиологических групп микроорганизмов в воде и донных отложениях Новороссийской бухты // *Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей* / Г.Г. Вяткина, В.В. Коксина, Э.В. Карасева, Б.И. Рукавцов – М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. – Вып. 2. – С. 41–49.
- Гаврилова, Н. А. Новые виды тинтинид в Черном море // *Экология моря*. – 2005. – Вып. 69. – С. 5–11.
- Гаврилова, Н.А. Микрзооупланктон (Tintinnidae) // *Вселенцы в биоразнообразии и продуктивности Азовского и Черного морей: сборник статей*. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ, 2010. – С. 63–69.
- Галаджиев, М.А. Сравнительный состав, распределение и количественные взаимоотношения зоопланктона Каркинитского залива и открытого моря в районе южного берега Крыма // *Тр. Севаст. биол. ст.* – 1948. – Вып. 6. – С. 173–223.
- Гордина, А.Д. Динамика видового состава и численности ихтиопланктона в прибрежных и открытых водах Черного моря // *Современное состояние ихтиофауны Черного моря: сборник статей* / А.Д. Гордина, Т.Н. Климова. – Севастополь: ИнБЮМ НАН Украины, 1995. – С. 74–94.
- Гордина, А.Д. Видовой состав рыб как показатель современного состояния прибрежной экосистемы юго-западного шельфа Крыма / А.Д. Гордина, Л.П. Салехова, Т.Н. Климова // *Морск. екологічн. журн.* – 2004. – Т. 3. – № 2. – С. 15–24.
- Горайнова, Л.И. Развитие основных компонентов летнего пелагического сообщества северо-восточного побережья Черного моря // *Состояние экосистем шельфовой зоны Черного и Азовского морей в условиях антропогенного воздействия: сборник статей* // Л.И. Горайнова, А.Ю. Литвин, И.М. Луговая, Н.П. Студиград – Краснодар: КубГУ, 2011. – С. 27–37.
- Гребневик *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях. – Ростов-на-Дону: Азовск. НИИ рыб. хоз-ва, 2000. – 500 с.

- Губанова, А.Д. Долговременные изменения численности копепод рода *Acartia* Dana в Севастопольской бухте // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор). – Севастополь: Экокси-Гидрофизика, 2003. – С. 94–103.
- Губанова, А.Д. Многолетняя динамика мезозоопланктона (на примере Copepoda) в Севастопольской бухте с 1976 по 1996 гг. / А.Д. Губанова, И.Г.Поликарпов, М.А. Сабурова, И.Ю.Пруслова // Океанология. – 2002. – Т. 42. – № 4. – С. 537–545.
- Губарева, Е.С. Состояние зоопланктонного сообщества Севастопольской бухты после вселения гребневика *Beroe ovata* в Черное море (1999–2003 гг.) / Е.С. Губарева, Л.С.Светличный, З.А.Романова, Г.И.Аболмасова., Б.Е.Аннинский, Г.А.Финенко, Л.Бат., А.Кидейс // Морськ. екологічн. журн. – 2004. – Т. 3. – № 1. – С. 39–46.
- Губина, Г.С. Формирование кормовой базы Азовского моря в современный период // Биологическая продуктивность Каспийского и Азовского морей: сборник статей / Г.С. Губина, В.А. Копец, М.Я Некрасова, Л.И.Толоконникова. – М.: Наука, 1982. – С. 124–138.
- Дехник, Т.В. Ихтиопланктон Черного моря. – Киев: Наук. думка, 1973. – 224 с.
- Долгопольская, М.А. Планктон Азовского моря / М.А. Долгопольская, В.Л.Паули // Тр. Севаст. биол. ст. – 1964. – Т. 15. – С. 118–151.
- Домников, В.С. Соотношение важнейших групп мезопланктона Геленджикской бухты с 1989 по 1999 гг. // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 67–70.
- Еремеев, В.Н. Океанографические условия и экологические проблемы Керченского пролива / В.Н. Еремеев, В.А.Иванов., Ю.П.Ильин // Морськ. екологічн. журн. – 2003. – Т. 2. – № 3. – С. 27–40.
- Еремеев, В.Н. Предварительная оценка последствий аварий судов 11 ноября 2007 г. на среду и биоту Керченского пролива: материалы межд. научн. конференции «Современные проблемы морской инженерной экологии (изыскания ОВОС, социально-экономические аспекты)» // В.Н. Еремеев, А.Р. Болтачев; отв. ред. акад. Г.Г.Матишов. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2008. – С. 88–92.
- Жуков, Б.Ф. Определитель бесцветных жгутиконосцев отр. *Vicosoecida* Grasse et deflandre (*Zoomastigophorea*, protozoa) // Биология и систематика низших организмов. – Л.: Наука, 1978. – С.3–28.
- Жуков, Б.Ф. Атлас пресноводных гетеротрофных жгутиконосцев (биология, экология, систематика). – Рыбинск: ИБВВ, 1993. – 160 с.
- Жукова, С.В. Особенности гидролого-гидрохимического режима Темрюкско-Ахтарского района в июле-августе 2004 г. / С.В. Жукова, З.В. Александрова, Т.Е.Баскакова // Наука Кубани. – 2005. – № 1. – С. 14–28.
- Загородняя, Ю.А. *Oithona brevicornis* в Севастопольской бухте – случайность или новый вселенец в Черное море? // Экология моря. – 2002. – Вып. 61. – С. 43.
- Загородняя, Ю.А. Таксономический состав и количественная характеристика зоопланктона в Восточном Сиваше летом 2004 г. // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей. Апатиты: КНЦ РАН, 2006. – Т. 8. – С. 103–114.
- Загородняя, Ю.А., Колесникова Е.А. К проблеме проникновения чужеродных видов копепод в Черное море: тез. докл. межд. конф. «Эволюция морских экосистем под влиянием вселенцев и искусственной смертности фауны» / Ю.А.Загородняя, Е.А.Колесникова. – Ростов-на-Дону, 2003. – С. 80–82.
- Загородняя, Ю.А. Современное состояние зоопланктона у берегов Крыма // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор) / Ю.А.Загородняя, Т.В.Павловская, В.К. Морякова. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С.49–53.
- Загородняя, Ю.А. Сезонные изменения голопланктона в прибрежной зоне Черного моря в 2002 г. / Ю.А. Загородняя, А.В.Темных, В.К.Морякова // Морськ. екологічн. журн. – 2007. – Т. 6. – № 1. – С. 31–42.
- Заика, В.Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. – Киев: Наукова думка, 1983. – С. 122–181.
- Заика, В.Е. Де-эвтрофикация Черного моря и влияние климатических осцилляций // Состояние экосистем шельфовой зоны Черного и Азовского морей в условиях антропогенного воздействия: сборник статей. – Краснодар: КубГУ, 2011. – С. 88–93.
- Заика, В.Е., Аверина Т.Ю., Островская Н.А., Залкина А.В. Распространение морского микрозоопланктона / В.Е.Заика, Т.Ю.Аверина, Н.А.Островская, А.В.Залкина. – Киев: Наук. думка, 1976. – 88 с.
- Заика, В.Е. Многолетние изменения зообентоса Черного моря: монография / В.Е. Заика, Киселева М.И. и др. – Киев: Наук. думка, 1992. – 248 с.
- Зайцев, Ю.П. Морская нейстонология. – Киев: Наук. думка, 1970. – 264 с.
- Зайцев, Ю.П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины (обзор) // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28. – № 4. – С. 3–18.
- Зайцев, Ю.П. Оценка антропогенного воздействия на нейстон прибрежной зоны моря / Ю.П. Зайцев, Б.Г.Александров // Биол. моря. – 1989. – № 2. – С. 56–60.
- Звягинцев, А.Ю. Оценка экологических рисков, возникающих в результате биоинвазий в морские прибрежные системы Приморского края (на примере морского обрастания и балластных вод) / А.Ю.Звягинцев, Ю.Г.Гук // Изв. ТИПРО. – 2006. – Т. 145. – С. 3–38.

- Звягинцев, А.Ю.* Исследования балластных вод коммерческих судов в морских портах России / А.Ю.Звягинцев, Ж.П.Селифонова // Рос. журн. биол. инвазий. – 2008. – № 2. – С. 22–33.
- Звягинцев, А.Ю.* Гидробиологические исследования балластных вод коммерческих судов в портах Новороссийска и Владивостока/ А.Ю.Звягинцев, Ж.П.Селифонова // Океанология. – 2010а. – Т. 50. – № 6. – С. 925–933.
- Звягинцев, А.Ю.* Методические рекомендации по исследованию судовых балластных вод при мониторинге морских биоинвазий / А.Ю.Звягинцев, В.В.Ивин, И.А.Кашин – Владивосток: Дальнаука, 2009а. – 123 с.
- Звягинцев, А.Ю.* Население балластных вод судов в порту Владивосток / А.Ю.Звягинцев, И.А.Кашин, Т.Ю.Орлова и др. // Биол. моря. – 2009б. – Т. 35. – № 1. – С. 29–40.
- Зенкевич, Л.А.* Биология морей СССР. – М.: АН СССР, 1963. – 739 с.
- Зернов, С.А.* Планктон Азовского моря и его лиманов. // Ежегодник зоол. музея Имп. АН. – 1901. – Т.6. – № 4. – С. 559–584.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В.* Об ассимиляционной емкости Мирового океана // Докл. АН. – 1983. – Т. 272. – № 3. – С. 702–705.
- Израэль Ю.А., Цыбань А.В.* Экология и проблемы комплексного глобального мониторинга Мирового океана // Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. – Л.: Гидрометеоздат, 1985. – С. 19–48.
- Зернов, С.А.* К вопросу об изучении жизни Черного моря // Зап. имп. акад. наук. СПб. 1913. Т. 32. Вып. 1. 229 с.
- Иванова, М.Б.* Опыт оценки участия планктонных животных в процессах самоочищения воды // Гидробиологические основы самоочищения вод. – Л.: Наука, 1976. – С. 36–42.
- Ильичев, В.Г.* Устойчивость, адаптация и управление в экологических системах. – М.: Физматлит, 2008. – 231 с.
- Ильченко, С.В.* Бактериопланктон и процессы самоочищения вод Геленджикской бухты / С.В. Ильченко, Т.И.Мамаева // Биология моря. – 1991. – № 2. – С. 22–30.
- Казмин, В.Н.* Новороссийская бухта: возможны новые экологические проблемы: тез. докл. межд. семинара «Современные технологии мониторинга освоения природных ресурсов южных морей» / В.Н.Казмин, Ж.П.Селифонова. – Ростов-на-Дону, 2005. – С. 78–80.
- Киселева, М.И.* Макрозообентос прибрежной зоны Черного моря после прекращения сброса сточных вод // Гидробиол. журн. 1987. Т. 23, № 1. С. 40–43.
- Киселева, М.И.* Многощетинковые черви (Polychaeta) Черного и Азовского морей. – Апатиты: КНЦ РАН. 2004. – 410 с.
- Климова, Т.Н.* Долговременные изменения летнего ихтиопланктона в районе бухты Круглая (Севастополь, Черное море) // Морськ. екологічн. журн. – 2006. – Т. 5. – № 2. – С. 33–45.
- Книпович, Н.М.* Гидрологические исследования в Азовском море. // Тр. Азово-Черномор. научн.-промысл. экспед. – 1932. – Вып. 5. – 496 с.
- Ковалев, А.В.* К вопросу о проникновении планктонных животных из Средиземного моря в Черное // Океанографические исследования в Тунисском проливе. – Киев: Наук. думка, 1971. – С. 120–123.
- Ковалев, А.В.* Почему копепода *Oithona nana* Giesbr. исчезла из планктона Черного моря в конце 80-х годов XX столетия? // Морськ. екологічн. журн. – 2007. – Т. 6. – № 1. – С. 43.
- Ковалев, А.В.* Структура зоопланктонных сообществ Атлантики и Средиземноморского бассейна. – К.: Наук. думка, 1991. – 141 с.
- Ковалев, А.В.* Фауна веслоногих раков (Copepoda) Средиземного моря / А.В.Ковалев, А.А.Шмелева // Экология моря. – 1982. – Вып. 8. – С. 82–87.
- Ковалев, А.В.* Влияние водообмена через Босфор на состав и распределение планктона в смежных морях // Исследование водообмена через Тунисский пролив и Босфор/ А.В.Ковалев, Л.В.Георгиева, Э.П.Балдина – Киев: Наук. думка, 1976. – С. 181–190.
- Ковалев, А.В.* Зоопланктон западной части Черного моря между Босфором и устьем Дуная // Динамика и продуктивность планктона Черного моря / А.В.Ковалев, А.А.Шмелева, А.Петран. – М.: Наука, 1987. С. 356–367.
- Ковалев, А.В.* Состояние зоопланктона как кормовой базы рыб // Современное состояние ихтиофауны Черного моря / А.В.Ковалев, Н.А.Островская, В.А.Скрябин, Ю.А.Загородняя. – Севастополь: ИнБЮМ НАН Украины, 1995. – С. 131–151.
- Коваль, Л.Г.* Зоо- и некрозоопланктон Черного моря: монография. – Киев: Наук. думка, 1984. – 126 с.
- Комплексная экологическая экспедиция* в г. Туапсе 15–27 августа 2005: отчет о НИР / рукопись, фонды РГГУ. – СПб, 2005. – 55 с.
- Копец, В.А.* О некоторых изменениях зоопланктона при современном осолонении Азовского моря // Тр. ВНИРО – 1978. – Вып. 131. – С. 38–44.
- Копылов, А.И.* Роль гетеротрофных нанофлагеллят в функционировании морских и пресноводных экосистем: Автореф. дис. ... докт. биол. наук – М.: ИО РАН, 2003. – 40 с.
- Копылов, А.И.* Гетеротрофный нано- и микропланктон в районах крупных морских портовых городов / А.И. Копылов, А.Ф.Сажин // Океанология. – 1988. – Т. 28. – Вып. 3. – С. 472–477.

- Копылов, А.И.* Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги / А.И. Копылов, Д.Б. Косолапов. – М.: Совр. гуманитар. ун-т, 2008. – 377 с.
- Копылов, А.И.* Мелкомасштабные изменения пикопланктона и гетеротрофных флагоеллат в прибрежных водах Рыбинского водохранилища и Черного моря / А.И. Копылов, А.В. Романенко // Биол. внутренних вод. – 2004. – № 2. – С. 33–38.
- Кос, М.С.* Сезонные изменения в составе, структуре и распределении зоопланктона залива. Посыет (Японское море) // Исследование фауны морей. – 1977. – Т. 19. – № 27. – С. 29–56.
- Косякина, Е.Г.* Сезонная смена зоопланктона Новороссийской бухты // Тр. Новорос. биол. ст. – 1937. – Т. 1. – Вып. 6. – С. 45–57.
- Кренева, С.В.* Применение принципа сукцессионного анализа для оценки и прогноза состояния водных экосистем // автореф. дис. ... докт биол. наук. – М.: МГУ, 2002. – 50 с.
- Кренева, К.В.* Экология массовых видов планктонных инфузорий Азовского моря: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2006. – 26 с.
- Кривенцова, Т.Д.* Бактериальная деструкция органического вещества при различных уровнях загрязненности водной среды // Гидробиол. журнал. – 1978. – Т. 4. – № 6. – С. 54–59.
- Кривошея, В.Г.* Особенности циркуляции вод и осадконакопления в Геленджикской бухте // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей / В.Г. Кривошея, М.Т. Савин. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 7–12.
- Крючкова Н.М.* Зоопланктон как агент самоочищения водоемов // Теория и практика биологического самоочищения воды. – М.: Наука, 1972. – С. 58–61.
- Круглякова, Р.П.* Оценка техногенного загрязнения нефтепродуктами водной толщи донных осадков Новороссийской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. – Вып. 2. – С. 11–19.
- Круглякова, Р.П.* Оценка техногенного загрязнения нефтепродуктами водной толщи и донных осадков Геленджикской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 29–43.
- Кузнецов, С.И.* Методы изучения водных микроорганизмов / С.И. Кузнецов, Г.А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – С. 25–26.
- Курилов, А.В.* Инфузории как компонент планктона прибрежной зоны // Экологические проблемы Черного моря: сборник статей. – Одесса: ОЦНТЭИ, 1999. – С. 253–257.
- Курилов, А.В.* Инфузории прибрежных биотопов Одесского залива // Экология моря. – 2000. – Вып. 52. – С. 9–11.
- Курилов, А.В.* Особенности развития планктонных инфузорий в причерноморских лиманах различного типа // Экология моря. – 2003. – Вып. 64. – С. 7–12.
- Курилов, А.В.* Инфузории планктона прибрежной зоны северо-западной части Черного моря // Экология моря. – 2004. – Вып. 65. – С. 35–40.
- Курилов, А. В.* Микрзоопланктон (инфузории) // Северо-западная часть Черного моря: биология и экология / под ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. – Киев: Наук. думка, 2006. – С. 224–228.
- Курилов, А.В.* Пространственно-временная изменчивость цилиатопланктона в Одесском заливе Черного моря // Морськ. екологічн. журн. – 2011. – Т. 10. – № 1. – С. 26–37.
- Кучерук, Н.В.* Макрзообентос рыхлых грунтов северо-кавказского побережья Черного моря: многолетняя динамика сообществ // Комплексные исследования северо-восточной части Черного моря / Н.В. Кучерук, А.Б. Басин, А.В. Котов, М.В. Чикина. – М.: Наука, 2002. – С. 289–297.
- Лисицкая, Е.В.* Меропланктон прибрежных вод Крыма (черноморский сектор): автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Севастополь: ИнБИОМ НАН Украины, 2005. – 24 с.
- Лисицкая, Е. В.* Меропланктон Балаклавской бухты (Крым, Черное море) // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46. – № 3. – С. 29–38.
- Лосовская, Г. В.* О расширении ареала *Polydora limicola* Annenkov – нового для Черного моря вида полихет // Гидробиол. журн. – 1976. – Т. 12. № 1. – С. 102–103.
- Лосовская, Г.В.* Мониторинг качества среды Черного моря по макрозообентосу (обзор) // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38. – № 1. – С. 40–61.
- Лосовская, Г.В.* Сравнение видового состава и количественного развития полихет обрастания и бентоса на примере Одесского порта / Г.В. Лосовская, И.А. Синегуб, А.А. Рыбалко // Морськ. екологічн. журн. – 2004. – Т. 3. – № 1. – С. 51–58.
- Лоция Черного моря* / Главное управление навигации и океанографии Министерство обороны РФ. – СПб, 1996. – 576 с.
- Лысина, И.В.* Влияние сгонно-нагонных течений на самоочищение Новороссийской бухты // Океанографические аспекты самоочищения моря от загрязнения. – Киев: Наук. думка, 1970. – С. 230–235.
- Любин, П.Я.* Зообентос Азовского моря // Современное развитие эстуарных экосистем на примере Азовского моря. – Апатиты: Кольск. науч. центр РАН, 1999. – С. 167–194.

- Макаревич, П.Р.* Планктонные альгоценозы эстуарных экосистем. Баренцево, Карское и Азовское моря. – М.: Наука, 2007. – 223 с.
- Мамаева, Н.В.* Инфузории бассейна Волги. – Л.: Наука, 1979. – С. 97–100.
- Мамаева, Н.В.* Микрзоопланктон открытой части Черного моря // Экосистема пелагиали Черного моря. – М.: Наука, 1980. – С. 168–174.
- Мамаева, Н.В.* Микрзоопланктон в районе Геленджика // Комплексные исследования техногенного загрязнения в прибрежной зоне Кавказского шельфа Черного моря: сборник статей. – Геленджик: ГП НИПИОкеангеофизика, 1994. – С. 184–190.
- Мамаева, Т.И.* Биомасса и функциональные характеристики бактериопланктона прибрежной зоны Черного моря в районе Геленджика // Сезонные изменения черноморского планктона: сборник статей / Т.И. Мамаева, Ю.С.Чеботарев., Ю.И.Сорокин. – М.: Наука, 1983. – С. 92–100.
- Маринов, Т.* Многочетинности червеи (Polychaeta) // Фауна на България. – София: Бълг. АН, 1977. – Вып. 6. – 258 с.
- Материалы* 1-ой конференции стран Черного моря по контролю и управлению водяным балластом (отчет о конференции): серия монографий одесского демонстрационного центра программы «Глобалласт». – Одесса, 2001. – № 1. – С. 1–9 (прил. 6).
- Матишов, Г.Г., Матишов Д.Г.* Динамика морских экосистем в связи с искусственной смертностью и интродукцией: тез. докл. межд. науч. конф. «Эволюция морских экосистем под влиянием вселенцев и искусственной смертности фауны» – Ростов-на-Дону, 2003 – С. 5–9.
- Матишов, Г.Г.* Опыт контроля водяного балласта торговых судов в Новороссийском порту / Г.Г.Матишов, Ж.П. Селифонова // Вестник ЮНЦ. – 2006. – Т. 2. – № 3. – С. 62–64.
- Матишов, Г.Г.* Океанологические и геоморфологические закономерности морских водоемов // Экосистемные исследования среды и биоты Азовского бассейна и Керченского пролива / Г.Г.Матишов, Д.Г.Матишов, Ю.М.Гаргопа, Д.В.Моисеев, Г.В.Ильин, Р.Е.Вербицкий, В.В.Ерохин. – Т. 7. – Апатиты: КНЦ РАН, 2004. – С. 19-89.
- Матишов, Г.Г.* Закономерности экосистемных процессов в Азовском море: монография / Г.Г.Матишов, Ю.М.Гаргопа, С.В.Бердников, С.Л.Дженюк. – М.: Наука. 2006. – 304 с.
- Матишов, Г.Г.* Новые аспекты научно-методических основ контроля судового водяного балласта в портах / Г.Г.Матишов, Ж.П. Селифонова // ДАН. – 2008. – Т. 422. – № 4. – С. 571–573.
- Матишов, Г.Г.* Многолетние изменения донных сообществ Азовского моря в связи с характером осадконакопления и гидрологическим режимом / Г.Г. Матишов, И.В.Шохин, М.В.Набоженко., В.В. Польшин // Океанология. – 2008. – Т. 48. – № 3. – С. 425–435.
- Международная конвенция* о контроле судовых балластных вод и осадков и управлении ими. – СПб.: ЦНИМФ. 2005. – 120 с.
- Мельник, Р.Г.* Многолетние исследования сообществ макрозообентоса Геленджикской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 52–59.
- Мельник, Р.Г.* Динамика распределения сообществ макрозообентоса Новороссийской бухты (1997–2001г.) // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей / Р.Г. Мельник, Р.И.Смоляр. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. – Вып. 2. – С. 62–67.
- Миловидова, Н.Ю.* Перспективы использования моллюска-фильтратора мидии для доочистки балластных вод танкеров // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. – М.: Наука, 1975. – С. 141–142.
- Миловидова, Н.Ю.* Черноморский макрозообентос в санитарно-биологическом аспекте: монография / Н.Ю. Миловидова, Л.Н.Кирюхина. – К.: Наук. думка, 1985. – 101 с.
- Миронов, О.Г.* Некоторые биологические аспекты самоочищения морей // Научн. докл. высш. шк. Биол. науки. – 1969. – № 5. – С. 7–16.
- Миронов, О.Г.* Биологические ресурсы и нефтяное загрязнение. – М.: Пищпром, 1972. – 105 с.
- Миронов, О.Г.* Нефтяное загрязнение и жизнь моря. – Киев: Наук. думка, 1973. – 87 с.
- Миронов, О.Г.* Проблема самоочищения и гидробиологические методы борьбы с загрязнением морской среды // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. – М.: Наука, 1975. – С. 19–21.
- Миронов, О.Г.* Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами. – Л.: Гидрометеоздат, 1985а. – 127 с.
- Миронов, О.Г.* Перспективы использования гидробионтов в борьбе с загрязнением моря // Гидробиол. журн. – 1985б. – Т. 21. – № 5. – С. 24–28.
- Миронов, О.Г.* Биологические аспекты нефтяного загрязнения морской среды. – Киев: Наук. думка, 1988. – 248 с.
- Миронов, О.Г.* Влияние уровня загрязнения на состояние макрозообентоса (по данным многолетних наблюдений) // Геоэкологические исследования и охрана недр. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. – Вып. 2. – С. 3–11.
- Миронов, О.Г.* Самоочищение в прибрежной акватории Черного моря / О.Г.Миронов, Л.Н.Кирюхина, М.И.Кучеренко, Э.П.Тархова. – Киев: Наук. думка, 1975. – 141 с.

- Миронов, О.Г.* Санитарно-биологические исследования в Черном море /О.Г.Миронов, Л.Н.Кирюхина, И.А.Дивавин. – СПб.: Гидрометеоздат, 1992. – 116 с.
- Миронов, О.Г.* Санитарно-биологические аспекты экологии Севастопольских бухт / О.Г.Миронов, Л.Н.Кирюхина, С.В.Алемов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – 185 с.
- Моисеев, Е.В.* Зоофлагелляты открытой части Черного моря // Экосистемы пелагиали Черного моря. – М.: Наука, 1980. – С. 174–179.
- Моисеев, Е.В.* К изучению зоофлагеллят Черного моря // Сезонные изменения черноморского планктона. – М.: Наука, 1983. – С.100–112.
- Монина, О.Б.* Интродукция тихоокеанской устрицы в Черном море // Рыбное хозяйство. – 1983. – № 1. – С. 189–190.
- Монченко, В.И.* О дифференциальной галопатии семейств свободноживущих Copepoda (Cyclopoida) // Вестн. зоологии. – 2001. – Т. 35. – № 5. – С. 3–7.
- Монченко, В.И.* Свободноживущие циклопообразные копеподы Понто-Каспийского бассейна. – Киев: Наук. думка, 2003. – 350 с.
- Мордухай-Болтовской, Ф.Д.* Экология каспийской фауны в Азовско-Черноморском бассейне // Зоол. журн. – 1953. – Т.32. – № 2. – С. 203–211.
- Мордухай-Болтовской, Ф.Д.* Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона // Проблемы гидробиологии внутренних вод: тр. проблем. и тематич. совещ. М.-Л.: ЗИН АН СССР. 1954. – Вып. 2. – С. 223–241.
- Мордухай-Болтовской, Ф.Д.* Каталог фауны свободноживущих беспозвоночных Азовского моря // Зоологич. журн. – 1960. – Т. 39. – № 10. – С. 1454–1566.
- Мордухай-Болтовской, Ф.Д.* Определитель фауны Черного и Азовского морей. – Киев: Наук. думка, 1968, 1972. – Т. 1–3.
- Морозовская, О.И.* Тинтинниды (Tintinnoinea) слоя гипонейстона и нижележащих слоев пелагиали Черного и Азовского морей // Экологическая биогеография контактных зон моря. – Киев: Наук. думка, 1968. – С. 46–59.
- Морозова-Водяницкая, Н.В.* Фитопланктон Черного моря в районе Севастополя и общий обзор фитопланктона Черного моря // Тр. Севаст. биол. ст., 1948. – Т.6. – С. 39–172.
- Мурина, В.В.* Сезонная динамика меропланктона на взморье у Севастополя // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор): сборник статей / В.В. Мурина, С.А. Мазлумян – Севастополь: ИнБЮМ НАН Украины, 2003. – С. 104–107.
- Мурина, В.В.* Видовой состав меропланктона как показатель экологической ситуации Севастопольской бухты // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу: сборник статей / В.В. Мурина, Е.В.Лисицкая, С.Е.Аносов. – Севастополь: Аквавита. 1999. – С. 149–158.
- Мурина, В.В.* Годичный мониторинг меро- и голопланктона в океанариуме Севастопольской бухты / В.В.Мурина, А.А.Шмелева, Е.В.Лисицкая // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38. – № 3. – С. 3–11.
- Мурина В.В.* Находка многощетинкового червя *Streblospio* sp. (Polychaeta: Spionidae) в Новороссийском порту Черного моря /В.В.Мурина, Ж.П.Селифонова, В.Ф.Мельник // Морськ. екологічн. журн, – 2008. – Т. 7. – № 1. – С. 46.
- Надолинский, В.П.* Структура и оценка запасов водных биоресурсов в северо-восточной части Черного моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Краснодар, 2004. – 26 с.
- Надолинский, В.П.* Оценка состояния ихтиопланктона Азовского и северо-восточной части Черного морей и причины, его определяющие в современный период // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоёмов Азово-Черноморского бассейна. – Ростов н/Д: Медиа-пресс, 2006. – С. 128–135.
- Настенко, Е.В.* Зоопланктон Азовского моря как показатель понтизации в условиях прогрессирующего изъятия стока рек // О состоянии экосистемы Азовского моря (по материалам экспедиции на НИС «Миклухо-Маклай» в июле-августе 1983). / Одесское отд. ИнБЮМ АН УССР. – Одесса, 1989. – С. 66–84 – Деп. ВИНТИ 08.02.89. № 859 В 89.
- Науменко, Е.Н.* Зоопланктон в эстуариях разного типа (на примере Куршского и Вислинского заливов Балтийского моря) // Биология внутр. вод. – 2009. – № 1. – С. 76–85.
- Новожилова, А.Н.* Изменения в зоопланктоне Азовского моря в условиях меняющегося режима // Тр. ВНИРО. – 1955. – Т. 31. – Вып. 1. – С. 199–216.
- Новожилова, А.Н.* Состояние зоопланктона Азовского моря в 1957 г. // Тр. АзНИИРХ. – 1960. – Т. 1. – Вып. 1. – С. 143–167.
- Овчинников, И.М.* Гидрологическая структура и динамика вод // Техногенное загрязнение и процессы естественного самоочищения прикавказской зоны Черного моря: сборник статей / И.М. Овчинников, В.Б.Титов, В.Г.Кривошея, О.И.Прокопов, А.И.Удодов, М.Т.Савин. – М.: Недра, 1996. – С. 133–202.
- Одум, Ю.* Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – С.54.
- Окул, А.В.* Материалы по продуктивности Черного моря / под ред. В.Н.Грезе. – Киев: Наук.думка, 1979. – 391 с.

- Омельяненко, В.А.* Меропланктон Амурского залива (залив Петра Великого Японского моря) / В.А. Омельяненко, В.А.Куликова, А.Г.Погодин // Биол. моря. – 2004. – Т. 30. – № 3. – С. 191–207.
- Основы биологической продуктивности Черного моря* / ред. В.Н.Грезе – Киев: Наук. думка, 1979. – 392 с.
- Островская, Н.А.* Микрозоопланктон // Планктон Черного моря /Н.А.Островская, В.А.Скрябин, Ю.А.Загородняя. – Киев: Наук. думка, 1993. – С. 165–183.
- Павельева, Е.Б.* Оценка уловистости зоопланктона различными орудиями лова / Е.Б. Павельева, Ю.И.Сорокин // Инф. бюл. ИБВВ АН СССР, 1972. – № 15. – С.75–80.
- Павлова, Е.В.* О нахождении средиземноморских организмов в планктоне Черного моря // Зоол. журн. – 1964. – Т. 43. – № 11. – С. 1710–1713.
- Павлова, Е.В.* Проникновение средиземноморских зоопланктонных организмов в Черное море // Основные черты геологического строения, гидрологического режима и биологии Средиземного моря. – М.: Наука, 1965. – С. 171–174.
- Павлова, Е.В.* Влияние водообмена через Босфор на распределение и состав зоопланктона прибосфорского района // Водообмен через Босфор и его влияние на гидрологию и биологию Черного моря / Е.В., Павлова, Э.П.Балдина. – Киев: Наук. думка, 1969. – С. 208–232.
- Павлова, Е.В.* Два новых вида рода *Acartia* (Copepoda, Calanoida, Acartiidae) из прибрежных вод юго-западной части Крыма (Черное море) / Е.В.Павлова, А.А.Шмелева // Вестн. зоологии. 2010. Т. 44, № 2. С. 99–106.
- Павловская Т.В.* Питание и размножение массовых видов инфузорий: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Севастополь: ИнБЮМ, 1971. – 20 с.
- Павловская, Т.В.* Распределение микрозоопланктона в прибрежных водах Черного моря // Биол. моря. – 1976. – № 36. – С. 75–83.
- Панькова, С.А.* Морские водоросли: загрязнители пляжей, очистители воды или продуценты полезных соединений? Проблемы экологии морских побережий [Электронный ресурс] // Анапа-инфо. Городской информационный портал, 1999. – Режим доступа: <http://www.anapafuture.ru/forum/viewtopic.php?p=3439&sid=a96764728755c0f95c15fe82b748cda7>.
- Парталы Е.М.* Обрастания в Азовском море. – Мариуполь: Рената, 2003. – С.78–83.
- Пастернак, А.Ф.* Сезонная динамика численности и биомассы зоопланктона у побережий Северного Кавказа // Сезонные изменения черноморского планктона. – М.: Наука. 1983. – С. 139–174.
- Павлова, Е.В.* Два новых вида рода *Acartia* (Copepoda, Calanoida, Acartiidae) из прибрежных вод юго-западной части Крыма (Черное море) / Е. В. Павлова, А. А. Шмелева // Вестн. зоологии. – 2010. – Т. 44. – № 2. – С. 99–106.
- Пенго, Н.* О новом ракообразном из сем. Polyphemidae // Тр. общества испыт природы при Харьковском университете. – 1879. – Т.13.
- Песенко, Ю.А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
- Петипа, Т.С.* О среднем весе основных форм зоопланктона Черного моря // Тр. Севаст. биол. ст. – 1957. – Т. 9. – № 1. – С. 39–57.
- Петипа, Т.С.* Трофодинамика копепод в морских планктонных сообществах. – К. : Наук. думка, 1981. – 245 с.
- Петран, А.* Класс Infusoria, отр. Spirotricha, п/отр. Tintinnoinea. // Определитель фауны Черного и Азовского морей. – К: Наук. думка, 1968. – С. 21–33.
- Петров, А.Н.* Реакция прибрежных макробентосных сообществ Черного моря на органическое обогащение донных отложений // Экология моря. – 2000. – Вып. 51. – С.45–51.
- Петрова, Н.А.* Роль планктонных инфузорий в деструкции органических веществ в озерах // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Элементы биотического круговорота / Н.А.Петрова, Т.П.Смирнова. – Лиственничное на Байкале, 1977. – С. 186–189.
- Пилипчук, М.Ф.* Тяжелые металлы в воде и донных осадках Геленджикской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр /М.Ф.Пилипчук, П.И.Курилов. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 43–52.
- Пиццык, Г.К.* О динамике зоопланктона Азовского моря / Г.К.Пиццык, А.Н.Новожилова // Тр. АЗЧЕРНИРО. – 1951. – Вып. 15. – С. 281–297.
- Поважный, В.В.* Особенности развития сообщества мезозоопланктона Таганрогского залива в современный период // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей. – Т. 8. – Апатиты: КНЦ РАН. 2006. – С. 114–126.
- Поважный, В.В.* Особенности функционирования зоопланктонного сообщества Таганрогского залива Азовского моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2009. – 25 с.
- Поважный, В.В.* Современное состояние популяции гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A.Agassiz) в Таганрогском заливе / В.В. Поважный, Д.В. Моисеев // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей: сборник статей – Т. 8. – Апатиты: КНЦ РАН. 2006. – С. 132–141.
- Поликарпов, И.Г.* Биологическое разнообразие микропланктона прибрежной зоны Черного моря в районе Севастополя (2001 – 2003 гг.) / Под ред. В.Н. Еремеева, А.В. Гаевской // Современное состояние

- биоразнообразие прибрежных вод Крыма (черноморский сектор) / И.Г.Поликарпов, М.А.Сабурова, Л.А.Манжос и др. – Севастополь: Экокси-Гидрофизика, 2003. – С. 16–36.
- Потемкина, Д.А. Возрастные стадии некоторых Copepoda Черного моря // Зоол. журн. 1940. – Т. 19. – Вып. 1. – С. 119–125.
- Протасов, А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсиконология: монография. – Киев, 2002. – 105 с.
- Прусова, И.Ю. *Acartia tonsa* Dana (Copepoda, Calanoida): новый вид в зоопланктоне Каспийского и Азовского морей / И.Ю. Прусова, А.Д.Губанова, Н.В.Шадрин, Е.К.Курашова, Д.Х.Тиненкова // Вестн. зоологии. – 2002. – Т. 36. – № 5. – С.65–68.
- Пузанов, И.И. Последовательные стадии медитерранизации фауны Черного моря (новые данные) // Гидробиол. журн. – 1965. Т. 1. – № 2. – С. 54.
- Радашевский, В.И. Создание базы данных по видам-вселенцам Северной Пацифики: тез. докл. межд. науч. конф. «Современные проблемы морской инженерной экологии» / В.И.Радашевский, В.В.Ивин.А.Ю.Звягинцев. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2008. – С. 210–211.
- Расс, Т.В. Ихтиофауна Черного моря и некоторые этапы ее истории // Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. – Киев: Наук. думка, 1993. – С. 6–16.
- Риклефс, Р. Основы общей экологии. – М.: Мир, 1977. – 424 с.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеоздат, 1983. – С. 59–77.
- Рыбинское водохранилище. М.: Наука, 1972. 364 с.
- Рябушко, Л.И. Микрофитобентос Черного моря: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Севастополь, ИнБЮМ НАН Украины, 2009. – 46 с.
- Сажина, Л.И. Размножение, рост, продукция морских веслоногих ракообразных. – Киев: Наук. думка, 1987. – 156 с.
- Сажина, Л.И. О синонимике веслоногих ракообразных Черного моря / А.В.Ковалев // Зоол. журн. – 1971. – Т. 50. – Вып. 3. – С. 370–424.
- Селифонова, Ж.П. Роль зоопланктона в процессах самоочищения при антропогенном эвтрофировании вод Новороссийской бухты: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Борок: ИБВВ, 2000. – 26 с.
- Селифонова, Ж.П. Гетеротрофный нано- и микропланктон в условиях антропогенного эвтрофирования вод Новороссийской бухты // Экология. – 2001. – № 4. – С. 291–296.
- Селифонова, Ж.П. О роли планктонного сообщества в процессах самоочищения Новороссийской бухты Черного моря // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38. – № 2. – С. 110–117.
- Селифонова, Ж.П. Планктон портовой акватории Новороссийской бухты Черного моря в условиях антропогенного эвтрофирования вод. Мери- и голопланктон // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей и их побережий. – Апатиты: КНЦ РАН, 2007а. – Т. 9. – С. 101–107.
- Селифонова, Ж.П. Протозойный планктон Новороссийского порта как компонент сообществ, испытывающих антропогенный стресс // Системы контроля окружающей среды. Средства, модели и мониторинг: сборник статей. – Севастополь: НАН Украины, 2007б. – С. 330–334.
- Селифонова, Ж.П. Функционирование экосистемы Азовского моря // Биол. внутренних вод. 2008а. – № 3. – С. 3–7.
- Селифонова, Ж.П. Таксономический состав и межгодовые изменения численности меропланктона Азовского моря // Биол. моря. – 2008б. – Т. 34. – № 5. – С. 263–269.
- Селифонова, Ж.П. *Othona brevicornis* Giesbrecht (Copepoda: Cyclopoida) в зоопланктоне портов северо-восточного шельфа Черного моря // Биол. внутр. вод. – 2009а. – № 1. – С. 33–35.
- Селифонова, Ж.П. Морские биоинвазии в водах Новороссийского порта Черного моря // Биол. моря. – 2009б. – Т. 35. – № 3. – С. 212–219.
- Селифонова, Ж.П. Роль зоопланктона в функционировании экосистемы Таганрогского залива Азовского моря // Биол. внутренних вод. – 2010а. – № 3. – С. 45–53.
- Селифонова, Ж.П. Контроль судовых балластных вод как метод предотвращения биологического загрязнения морской среды (метод. пособие). – Апатиты: КНЦ РАН, 2010б. – 87 с.
- Селифонова, Ж.П. *Amphorellopsis acuta* (Ciliophora: Spirotrichea: Tintinnida) – новый вид тинтиннид в Черном море // Морськ. екологічн. журн. – 2011а. – Т. 10. – № 1. – С. 85.
- Селифонова, Ж.П. Обнаружение *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Polychaeta: Spionidae) в акватории Туапсинского порта (Черное море, российский сектор) // Морськ. екологічн. журн. – 2011б. – Т. 10. – № 2. – С. 26.
- Селифонова, Ж.П. Контроль и управление судовыми балластными водами (учебн. пособие). – Новороссийск: МГА им. адм. Ф.Ф. Ушакова, 2011в. – 54 с.
- Селифонова, Ж.П. Новый вид инфузорий *Tintinnopsis tocantinensis* Kofoid, Campbell, 1929 (Ciliophora: Spirotrichea: Tintinnida) в Черном море // Рос. журн. биол. инвазий. – 2011г. – № 3. – С. 72–76.
- Селифонова, Ж.П. Экосистемы акваторий черноморских портов Новороссийска и Туапсе: монография / под. ред. Г.Г. Матишова. – СПб.: Наука, 2012а. – 228 с.

- Селифонова, Ж.П.* Таксономический состав и сезонная динамика меропланктона прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря // Биол. моря. – 2012б. – Т. 38. – № 1. – С. 3–10.
- Селифонова, Ж.П.* Ихтиопланктон прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря и Керченского пролива // Вопр. ихтиологии. – 2012в. – Т. 52. – № 4. – С. 423–431.
- Селифонова, Ж.П.* Структурно-функциональная организация экосистем акваторий черноморских портов Новороссийска и Туапсе // Докл. АН. – 2012г. – Т. 447. – № 1. – С. 110–113.
- Селифонова, Ж.П.* Вертикальная структура фито- и зоопланктона в северо-восточной части Черного моря (район Геленджика) / *Ж.П.Селифонова, О.Н.Ясакова* // Бюллетень МОИП. Отд. Биол. – 2012д. – Т. 117. – № 5. – С. 31–38.
- Селифонова, Ж.П.* Мониторинг ихтиопланктона акваторий курортных городов северо-восточного шельфа Черного моря: тез. докл. XIII междунар. научно-технич. конференции «Современные методы и средства океанологических исследований». – Москва: ИО РАН, 2013а. – Ч. 2. – С. 189–192.
- Селифонова, Ж.П.* Состояние таксоцены веслоногих раков (Copepoda) в Азовском море // Вестн. зоологии. – 2013б. – Т. 47. – № 5. – С. 221–230.
- Селифонова, Ж.П.* Голопланктон акваторий курортных городов северо-восточной части Черного моря // Бюллетень МОИП. Отд. Биол. – 2014а. – Т. 119. – Вып. 1. – С. 39–50.
- Селифонова, Ж.П.* Гетеротрофные бактерии, зоофлагелляты и инфузории прибрежных вод северо-восточного шельфа Черного моря // Биол. внутренних вод. – 2014б. – № 3. – С. 45–53.
- Селифонова, Ж.П.* Гидробиологический мониторинг морских портов и строящихся перегрузочных комплексов Таманского причерноморья и Керченского пролива // Вестник ГМУ им. адм. Ф.Ф. Ушакова. – 2014в. – № 1. – С. 55–58
- Селифонова Ж.П.* Прибрежные экосистемы северо-восточного шельфа Черного моря и Азовского моря. – Новороссийск: ГМУ им. адм Ф.Ф.Ушакова, 2014г. – 170 с.
- Селифонова, Ж.П.* Трофические взаимоотношения фито- и зоопланктона в пелагиали Новороссийской бухты / *Ж.П.Селифонова, О.Н.Ясакова* // Экология моря. – 2000. – Вып. 52. – С. 18–21.
- Селифонова, Ж.П.* Оценка запаса усвояемого органического вещества и скорости его деструкции в воде Новороссийской бухты Черного моря / *Ж.П.Селифонова, Н.В.Лукина* // Биол. моря. – 2001. – Т. 27. – № 3. – С. 212–215.
- Селифонова, Ж.П.* Изменчивость структуры фито- и зоопланктона в Туапсинской бухте Черного моря под воздействием хронического нефтяного загрязнения // Современные проблемы аридных и семиаридных экосистем юга России / *Ж.П.Селифонова, О.Н.Ясакова.* – Ростов-на-Дону: ЮНЦ, 2006. – С. 518–529.
- Селифонова, Ж.П.* Изучение фауны веслоногих раков Новороссийской бухты Черного моря и Азовского моря / *Ж.П. Селифонова, А.А. Шмелева* // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43. – № 5. – С. 27–35.
- Селифонова, Ж.П.* О медитерранизации фауны веслоногих раков (Copepoda) Черного моря / *Ж.П. Селифонова, А.А. Шмелева* // Бюллетень МОИП. Отд. биол. – 2010. – Т. 115. – № 1. – С. 58–62.
- Селифонова, Ж.П.* Фитопланктон акваторий портовых городов северо-восточного шельфа Черного моря / *Ж.П. Селифонова, О.Н. Ясакова* // Морськ. екологічн. журн. – 2012а. – Т 11. – № 4. – С. 67–77.
- Селифонова, Ж.П.* Вертикальная структура фито- и зоопланктона в северо-восточной части Черного моря (район Геленджика) / *Ж.П. Селифонова, О.Н Ясакова* // Бюллетень МОИП. Отд. Биол. – 2012б. – Т. 117. – № 5. – С. 31–38.
- Селифонова, Ж.П.* Зообентос портовых акваторий северо-восточного шельфа Черного моря и его связь с загрязнением донных осадков / *Ж.П.Селифонова, В.К.Часовников* // Вода: химия и экология. – 2013. – № 1. – С. 79–86.
- Селифонова, Ж.П.* Развитие планктонных сообществ в районах крупных портовых городов северо-восточного шельфа Черного моря / *Ж.П.Селифонова, Е.П.Ермакова, О.Н. Ясакова* // Изв. ВУЗов. Северо-кавказский регион. Естеств. науки. – 2001. – № 4. – С. 123–127.
- Селифонова, Ж.П.* Планктон Новороссийской бухты Черного моря в июле 2005г.: таксономический состав, биомасса и их связь с гидрохимической структурой вод // Экосистемные исследования Азовского, Черного и Каспийского морей / *Ж.П.Селифонова, Е.В.Якушев, В.К.Часовников, О.Н.Ясакова, Е.А.Антипова.* – Апатиты: КНЦ РАН, 2006. – Т. 8. – С. 90–103.
- Селифонова, Ж.П.* Макрозообентос Новороссийского порта как показатель экологической ситуации / *Ж.П.Селифонова, А.А.Кондаков, Е.П.Коваленко, С.В.Бирюкова* // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 2009. – Т. 114. – № 3. – С. 43–49.
- Селифонова, Ж.П.* Состояние прибрежных морских экосистем северо-восточного шельфа Черного моря // Комплексные исследования больших морских экосистем России / *Ж.П.Селифонова, Ю.И.Сорокин, В.К.Часовников, О.Н.Ясакова.* – Апатиты: КНЦ РАН, 2011. – С. 389–398
- Сергеева, Н.Г.* Макрозообентос восточной части Азовского моря в осенний период 2000 г. / *Н.Г. Сергеева, О.Н.Буркацкий* // Экология моря. – 2002. – Вып. 61. – С. 29–35.
- Скрябин, В.А.* Численность раковинных инфузурий // Современное состояние ихтиофауны Черного моря. – Севастополь: ИнБЮМ, 1995. – С. 143–145.
- Славинский, Д.А.* Закономерности кризисных этапов развития экосистем на примере динамики структурно-функциональных изменений: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М, 2006. – 30 с

- Современные методы количественной оценки распределения морского планктона* / под. ред. М.Е. Виноградова. – М.: Наука, 1983. – 279 с.
- Соколовский, А.С.* Атлас икры, личинок и мальков рыб российских вод Японского моря / А.С. Соколовский, Т.Г. Соколовская. – Владивосток: Дальнаука, 2008. – 223 с
- Сорокин, П.Ю.* Особенности экологии лагун северо-западной Адриатики в условиях высокого уровня антропогенного воздействия: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 2002. – 29 с.
- Сорокин, Ю.И.* Экспериментальное исследование интенсивности бактериальной сульфатредукции в Черном море с применением радиоизотопа ^{35}S // Микробиология. – 1962. – Т. 31. – С. 402–410.
- Сорокин, Ю.И.* “Красный прилив” в зоне Перуанского апвеллинга // Докл. АН СССР. – 1979. – Т. 249. – № 1. – С. 253–255.
- Сорокин, Ю.И.* Камера для количественного учета простейших и организмов нанопланктона в полевых условиях // Гидробиол. журн. – 1980. – Т. 15. – Вып. 2. – С. 71–76.
- Сорокин, Ю.И.* Черное море. – М.: Наука, 1982. – 217 с.
- Сорокин, Ю.И.* Бактериопланктон // Техногенное загрязнение и процессы естественного самоочищения прикавказской зоны Черного моря. – М.: Недра, 1996а. – С. 266–276.
- Сорокин, Ю.И.* Микрозоопланктон // Там же. – М.: Недра, 1996б. – С. 277–290.
- Сорокин, Ю.И.* Особенности естественного самоочищения. Биологические процессы // Там же. – М.: Недра, 1996в. – С. 438–451.
- Сорокин, Ю.И.* Гиперэвтрофикация прибрежных морских водоемов: тез. докл. междунар. науч. конф. «Проблемы управления и устойчивого развития прибрежной зоны моря». – Геленджик: ЮО ИО РАН. 2007. – С. 285–287.
- Сорокин, Ю.И.* Содержание лабильных сульфидов в верхнем слое донных осадков Азовского моря. // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей: сборник статей / Ю.И. Сорокин, О.Ю. Закусина. – Апатиты: КНЦ РАН, 2006. – С. 58–65.
- Сорокин, Ю.И.* Содержание лабильных сульфидов в донных осадках центральной части Азовского моря: воздействие на донные зооценозы / Ю.И. Сорокин, О.Н. Буркацкий // Океанология. – 2007. – Т. 4. – № 5. – С. 729–735.
- Сорокин, Ю.И.* Кислотно-растворимые сульфиды в верхнем слое донных осадков северо-восточного шельфа Черного моря: связь с загрязнением и экологические последствия / Ю.И. Сорокин, О.Ю. Закусина // Океанология. – 2008. – Т. 48. – № 2. – С. 224–231.
- Сорокин, Ю.И.* Бактериальная продукция и деструкция органического вещества в водах Тихого океана у берегов Перу // Экосистемы Перуанского района / Ю.И. Сорокин, Т.И. Мамаева. – М.: Наука, 1980. – С. 104–115.
- Сорокин, Ю.И.* Исследование бактериальной редукции сульфатов и микропланктона в прудах марикультуры в районе Комаккио, Италия / Ю.И. Сорокин, М. Билио // Биология моря. – 1981. – Вып. 2. – С. 50–58.
- Стельмах Л.В.* Сезонные изменения удельной скорости роста фитопланктона и его потребления микрозоопланктоном в прибрежных водах Черного моря // Наук. зап. терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. биол. – 2010. – Вып. 44. – № 3. – С. 268–271.
- Стельмах, Л.В.* Сезонные изменения скорости роста и лимитирование фитопланктона питательными веществами в прибрежных водах Черного моря в районе Севастополя / Л.В. Стельмах, В.И. Губанов, И.И. Бабич // Морск. экологич. журн. – 2004. – Т. 3. – № 4. – С. 55–73.
- Стельмах, Л.В.* Скорость роста фитопланктона и его выедание зоопланктоном в западной части Черного моря в осенний период / Л.В. Стельмах, И.И. Бабич, С. Тугрул и др. // Океанология. – 2009. – Т. 49. – № 1. – С. 90–100.
- Строительство терминала* навалочных грузов в порту Тамань. Дноуглубительные работы. // Оценка воздействия на окружающую среду при проведении дноуглубительных работ ООО «ОТЭКО-Портсервис» в акватории порта Тамань: отчет. Краснодар: ООО «Инжэкопроект», 2014. – 7 с.
- Студеникина, Е.И.* Характеристика биологических сообществ в Темрюкско-Ахтарском районе Азовского моря // Наука Кубани. – 2005. – № 1. – С. 29–40.
- Студиград, Н.П.* Современный состав икры и личинок охраняемых видов рыб северо-восточного побережья Черного моря (2000–2010 гг.) // Состояние экосистем шельфовой зоны Черного и Азовского морей в условиях антропогенного воздействия: сборник статей / Н.П. Студиград, Л.В. Болгова. – Краснодар: КубГУ, 2011. – С. 146–152.
- Суховой, В.Ф.* Моря Мирового океана. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 288 с.
- Суцня, Л.М.* Эколого-физиологические особенности фильтрационного типа питания планктонных ракообразных // Тр. Севаст. биол. ст. – 1963. – С. 252–276.
- Тевяшова О.Е.* Влияние антропогенного воздействия на зоопланктон водоемов Азово-Донского бассейна: сборник статей // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. – Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1998. – С. 136.
- Течение и ветровое волнение в Азовском море* [Электронный ресурс]. – ЕСИМ. – 2004. – Режим доступа: http://esimo.oceanography.ru/esp2/index/index/esp_id/11/section_id/6/menu_id/4556
- Тимофеев, С.Ф.* Экология онтогенеза эвфаузиевых ракообразных (Crustacea, Euphausiacea) северных морей. – СПб.: Наука. 1996. – 156 с.

- Тимофеев, С.Ф. Личинки моллюсков и полихет в зимнем планктоне Карского моря / С.Ф. Тимофеев, И.В.Берченко, А.А.Олейник // Биол. моря. – 2007. – Т. 33. – № 3. – С. 229–231.
- Туапсинский порт // Естественные условия. – Режим доступа: <http://www.tmtpr.ru/about/denature/> Проверено 06.05. 2012.
- Туманцева, Н.И. “Красный прилив” в Черном море // Океанология. – 1985. – Т. 25. – № 1. – С. 130–132.
- Туманцева, Н.И. Количественная характеристика протозойного планктона в Черном море в весенний период 1984 г. // Современное состояние экосистемы Черного моря. – М., 1987. – С. 133–138.
- Туманцева, Н.И. Оценка роли массовых видов инфузорий в потреблении фитопланктона в арктических и субарктических водах Тихого океана // Океанология. – 1989. – Т. 29. – Вып. 1. – С. 132–136.
- Туманцева, Н.И. Структура инфузорий в Курило-Камчатском районе Тихого океана: состав, биомасса, трофическая структура // Океанология. – 1991. – Т. 32. – Вып. 4. – С. 702–707.
- Туманцева, Т.И., Методы учета микрозоопланктона // Современные методы количественной оценки распределения морского планктона / Н.И. Туманцева, Ю.И.Сорокин. – М.: Наука, 1983. – С. 140–145.
- Туманцева, Н.И. Эколого-фаунистические особенности формирования сообществ планктонных инфузорий и распределение их биомассы в Черном море в летний период // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы / Н.И. Туманцева, Э.Е. Бойкова., П.Ю.Сорокин. – М.: Наука, 1991. – С. 196–210.
- Ханайченко, А.Н. Влияние микроводорослевой диеты на характеристики воспроизводства копепод // Экология моря. – 1999. – Вып. 49. – С. 56–61.
- Хорошилов, В.С. Сезонная динамика черноморской популяции гребневика *Mnemiopsis leidyi* // Океанология. – 1991. – Т. 33. – № 4. – С. 558–562.
- Хрусталева, Ю.П. Основные проблемы геохимии седиментогенеза в Азовском море. – Апатиты: КНЦ РАН, 1999. – 247 с.
- Цихон-Луканина, Е.А. Особенности питания разноразмерных особей гребневика мнемипсиса в Черном море / Е.А. Цихон-Луканина, О.Г. Резниченко // Океанология. – 1991. – Т. 31. – Вып. 3. – С. 442–446.
- Цихон-Луканина, Е.А. Количественные закономерности питания черноморского гребневика *Mnemiopsis leidyi* / Е.А. Цихон-Луканина, О.Г. Резниченко, Т.А. Лукашева // Океанология. – 1991. – Т. 31. – Вып. 2. – С. 272–276.
- Чаленко, Л.А. Литолого-минералогическая характеристика донных осадков Геленджикской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей / Л.А. Чаленко, Н.Т.Шевцова. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 24–29.
- Чеботарев, Ю.С. Сезонные изменения биогенов и первичной продукции фитопланктона в прибрежной зоне Черного моря в районе Геленджикской бухты // Сезонные изменения черноморского планктона / Ю.С.Чеботарев, Е.В.Моисеев, А.И.Копылов, Ю.И.Сорокин, Т.И. Мамаева. – М.: Наука, 1983. – С. 84–91.
- Чеботарев, Ю.С. Оценка запаса усвояемого органического вещества и скорости его деструкции в воде Геленджикской бухты Черного моря // Сезонные изменения черноморского планктона / Ю.С. Чеботарев, О.В.Ромась, Ю.И.Сорокин. – М.: Наука, 1983. – С.123–127.
- Черное море // Качество морских вод по гидрохимическим показателям / Ежегодник ГОИН: отчет. – Обнинск: Артифекс, 2011. – 30 с.
- Чернякова, А.М. Определение растворенного кислорода // Методы гидрохимических исследований океана. М.: Наука, 1978. С.133–150.
- Четырбоцкий, А.Н., Звягинцев А.Ю., Кафанов А.И. Математическое моделирование и оценка состояния биоинвазии усонюгих раков на шельфе Японии // Рос. журн. биол. инвазий. – 2010. – № 2. – С. 74–88.
- Чикина, М.В. Макрозообентос рыхлых грунтов Северо-Кавказского побережья Черного моря: пространственная структура и многолетняя динамика: автореф. дисс... канд. биол. наук. – М., 2009. – 25 с.
- Численко, Л.Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размеру и форме тела. – Л.: Наука, 1968. – 106 с.
- Чуйков, Ю.С. Зоопланктон очистных прудов // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28. – № 4. – С. 57–60.
- Чухчин, В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. – Киев: Наукова думка. 1984. – 176 с.
- Шендеров, В.Н., Иноземцева А.М. Биогенные элементы в воде Новороссийской бухты // Геоэкологические исследования и охрана недр. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. Вып. 2. – С. 30–36.
- Шендеров, В.Н. Динамика биогенных элементов в воде Геленджикской бухты с 1989–1999 гг. // Геоэкологические исследования и охрана недр: сборник статей / В.Н. Шендеров, А.М.Иноземцева. – М.: ООО «Геоинформцентр», 2003. – Вып. 4. – С. 18–24.
- Шиганова, Т.А. Чужеродные виды в экосистемах южных внутренних морей Евразии: автореф. дис. ... докт. биол. наук. – М.: ИПЭЭ, 2009. – 58 с.
- Шиганова, Т.А., Мусаева Э.И., Лукашова Т.А., Ступникова А.Н., Засько Д.Н., Анохина Л.Л., Сивкович А.Е., Гагарин В.И., Булгакова Ю.В. Увеличение числа находок средиземноморских видов в Черном море // Рос. журн. биол. инвазий. – 2012. – № 3. – С. 61–99.
- Шимкус, К.М. Загрязнение прикавказской зоны Черного моря тяжелыми токсичными металлами и пестицидами // Комплексные исследования техногенного загрязнения в прибрежной зоне кавказского

шельфа Черного моря: сборник статей / К.М. Шимкус, А.В. Комаров, А.К. Тихомиров. – Геленджик: ГП НИПИОкеангеофизика, 1994. – С. 136–160.

Шляхова Н.А. Исследование планктонных инфузорий как компонента экосистемы Азовского моря: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Краснодар: КубГАУ, 2000. – 23 с.

Шмелева, А.А. Описание самки и переописание самца *Centropages spinosus* (Copepoda, Centropagidae) // Вестн. зоологии. – 2005. – Т. 39. – № 6. – С. 65–69.

Шмелева, А.А. Беспозвоночные эстуария реки Черной (Севастополь, Черное море) / А.А. Шмелева, В.В. Мурина, В.А. Гринцов, С.А. Щербань, Л.А. Гарлицкая. // Бюл. МОИП. Отд. биол. – 2008. – Т. 113. – № 5. – С. 31–35.

Шохин, И.В. Количественная характеристика фоновых видов макрозообентоса в Азовском море: тез. докл. XXIII конференция молодых ученых, посвященной 70-летию МБС-ММБИ / И.В. Шохин, М.В. Набоженко, Е.П. Титова, С.В. Сарвилина, В.Л. Семин. – Апатиты: КНЦ РАН, 2005. – С. 135–141.

Шохин, И.В. Современное состояние и закономерности распределения донных сообществ Таганрогского залива / И.В. Шохин, М.В. Набоженко, С.В. Сарвилина, Е.П. Титова // Океанология. – 2006. – Т. 46. – № 3. – С. 432–441.

Шушкина, Э.А. Изменения планктонного сообщества открытых районов Черного моря и воздействие на него гребневика мнемипсиса (1978–1989 гг.) // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы / Э.А. Шушкина, М.Е. Виноградов. – М.: Наука, 1991. – С. 248–262.

Шушкина, Э.А. Сравнение концентрации зоопланктона, определяемой по данным различных сетей, батометров и по наблюдениям из подводных аппаратов, использовавшихся в черноморских экспедициях ИО РАН // Комплексные исследования северо-восточной части Черного моря / Э.А. Шушкина, М.Е. Виноградов. – М.: Наука, 2002. – С. 459–468.

Шушкина, Э.А. Энергетика и структурно-функциональная характеристика планктонных сообществ Черного моря (осенний период 1978 г.) // Экосистемы пелагиали Черного моря / Э.А. Шушкина, М.Е. Виноградов, Л.П. Лебедева, А.А. Умнов. – М.: Наука, 1980. – С. 223–243.

Шушкина, Э.А. Продукционно-деструкционные процессы в планктоне Черного моря в поздневесенний период 1984 г. // Современное состояние экосистемы черного моря / Э.А. Шушкина, Л.П. Лебедева, Э.И. Мусаева. – М.: Наука, 1987. – С. 197–206.

Юнев, О.А. Соотношение запасов мелких пелагических рыб и биомассы фитопланктона как индикатор состояния экосистемы пелагиали Черного моря / О.А. Юнев, Г.Е. Шульман, Т.В. Юнева, С. Мончева // Докл. АН. – 2009. – Т. 428. – № 3. – С. 426–429.

Якушев, Е.В. Влияние антропогенных факторов на гидрохимическую структуру прибрежных вод в районе Геленджикской и Голубой бухт / Е.В. Якушев, Н.В. Есин, Ю.Ф. Лукашев, В.К. Часовников, В.В. Крыленко // Наука Кубани. – 2000. – № 4. – С. 38–44.

Якушев, Е.В. Комплексные океанографические исследования Азовского моря в 28-м рейсе научно-исследовательского судна «Акванавт» (июль-август 2001г.) / Е.В. Якушев, А.И. Сухинов, Ю.Ф. Лукашев, Ф.В. Сапожников, Н.Е. Сергеев и др. // Океанология. – 2003. – Т. 43. – № 1. – С. 44–53.

Ясакова, О.Н. О развитии фитопланктона Азовского моря в июне 2005 г. // Современные проблемы аридных и семиаридных экосистем юга России: сборник статей. – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2006. – С. 488–493.

Ясакова, О.Н. Развитие фитопланктона в районе Темрюка под воздействием порта, дноуглубительных работ и реки Кубань в 2005–2006 гг.: тез. докл. V междунар. науч.-практ. конф. молодых ученых по проблемам водных экосистем “Pontus Euxinus – 2007”. – Севастополь: ЕКОСИ-Гідрофізика, 2007. – С. 121–122.

Ясакова, О.Н. Новые виды в составе фитопланктона северо-восточной части Черного моря // Рос. журн. биол. инвазий. – 2010а. – № 4. – С. 90–97.

Ясакова, О.Н. Экологический мониторинг черноморского бассейна с использованием спутниковых информационных систем // Безопасность в техносфере. – 2010б. – № 1. – С. 3–7.

Ясакова, О.Н. Фитопланктон акваторий курортных городов северо-восточного побережья Черного моря: тез. научн. конф., посвящ. 150-летию Н.М. Книповича «Экологическая безопасность приморских регионов (порты, берегозащита, рекреация, марикультура)». – Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2012. – С. 288–291.

Ясакова, О.Н. Видовой состав и количественное распределение фитопланктона в бухтах северо-восточного шельфа Черного моря. // Экосистемные исследования Азовского, Черного и Каспийского морей: сборник статей / О.Н. Ясакова, Ж.П. Селифонова. – Апатиты: КНЦ РАН, 2006. – Т. 8. – С. 81–90.

Ясакова, О.Н. Новый компактный замыкатель для вертикальных замыкающихся мезопланктонных сетей / О.Н. Ясакова, Ж.П. Селифонова // Океанология. – 2007. – Т. 47. – № 4. – С. 631–632.

Ясакова, О.Н., Бердников В.С. Необычное цветение воды в результате развития динофитовой водоросли *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Valech в акватории Новороссийской бухты Черного моря в марте 2008 г. / О.Н. Ясакова, В.С. Бердников // Морськ. екологічн. журн. – 2008. – Т. 7. – № 4. – С. 98.

Ясакова, О.Н., Бердников В.С. Мониторинг "красных приливов" в Черном море / О.Н. Ясакова, В.С. Бердников // Земля из космоса - наиболее эффективные решения. – 2009. – № 3. – С. 12–14.

- Ясакова, О.Н., Часовников В.К.* Влияние гидрохимического режима на развитие фитопланктона в Новороссийском порту /О.Н.Ясакова, В.К.Часовников // Морск. экологич. журн. –2014. – Т. 13. – № 2. – С. 90–101.
- Ясакова, О.Н.* Современное состояние пелагической экосистемы Новороссийской бухты /О.Н. Ясакова, Ж.П.Селифонова, Е.П. Ермакова, Н.В.Авдеева // Экология моря. – 2000. – Вып. 52. – С. 22–25.
- Altukhov, D.A.* Distribution of *Oithona brevicornis* (Copepoda: Cyclopoida) population along the Crimean Coast // Морск. экологич. журн. – 2010. – Т. 9. – № 1. –С. 71.
- Altukhov, D. A.* New invasive copepod *Oithona davisae* Ferrari and Orsi, 1984: seasonal dynamics in Sevastopol Bay and expansion along the Black Sea coasts / D.A.Altukhov, A.D.Gubanova, V.S.Mukhanov // Marine ecology. – 2014. – 35 (suppl. 1). – P. 28–34.
- Aquatic invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas.* – Dordrecht: Kluwer academic publ., 2004. – 313 p.
- Belmonte, G.* *Acartia tonsa*: a species new for the Black Sea fauna / G. Belmonte, M.G.Mazzocchi, I.Yu Prusova, N.V. Shadrin // Hydrobiologia. – 1994. – № 292/293. – P. 9–15.
- Belmonte, G.* Records of *Acartia (Acartiura) margalefi* (Copepoda, Calanoida, Acartiidae) from the Norwegian and Black seas / G. Belmonte, M.G.Mazzocchi // Crustaceana. – 1997. – 70. – № 2. – P. 252–256.
- Calbet, A., Landry M.R.* Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems // Limnol. oceanogr. – 2004. – Vol. 49. – P. 51–57.
- Carey, P.G.* Marine interstitial ciliates. An illustrated key. – Chapman Hall, London, New York: Tokyo, Melbourne, Madras, 1992. – 351 p.
- Carlton, J.T., Geller J.B.* Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms // Science. 1993. Vol. 261. P. 78–82.
- Caron, D.A.* Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures // Appl. Environ. Microbiol. – 1983. – Vol. 46. – № 2. – P. 491–498.
- Çinar, M.E.* Alien species of spionid polychaetes (*Streblospio gynobranchiata* and *Polydora cornuta*) in Izmir Bay, eastern Mediterranean / M.E.Çinar, Z.Ergen, E.Dagli, M.E.Petersen // J. Mar. Biol. Ass. U.K. – 2005. – Vol. 85. – N 4. – P. 821–825.
- Çinar, M.E.* Distribution of polychaete species (Annelida: Polychaeta) on the polluted soft substrate of the Golden Horn Estuary (Sea of Marmara), with special emphasis on alien species / M.E.Çinar, H.Balkis, S.Albayrak et. al. // Cahiers de Biologie Marine. – 2009. – Vol. 50. – № 1. – P. 11–17.
- Clarke, K.R.* Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure // Australian Journal of Ecology. – 1993. – № 18. – P. 117–143.
- Clarke, K.R.* Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation / K.R. Clarke, R.M.Warwick. – Bournemouth: Bourne Press Ltd., 1994. – 144 pp.
- Coats, D.W.* Ciliated Protists (Ciliophora) of the Gulf of Mexico // Gulf of Mexico—Origins, Waters, and Biota. Biodiversity / D.W.Coats, J.C.Clamp; Felder D.L., D.K. Camp (eds.). – Texas A, M Press. College Station: Texas, 2009. – P. 57–79.
- Dağlı, E.* First record of *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Polychaeta: Spionidae) from the Sea of Marmara, Turkey basin / E.Dağlı, Z. Ergen // Aquatic Invasions. – 2008. – Vol. 3. – № 2. –P. 231–233.
- Davis, P.G.* Differentiation of phototrophic and heterotrophic nanoplankton in marine waters by epifluorescence microscopy / P.G. Davis, J.McN. Sieburth // Ann. Inst. Oceanogr. Paris. – 1982. – Vol. – 58 (S). – P. 249–259.
- Davis, P.G.* Phototrophic and apochlorotic components of picoplankton and nanoplankton in the North Atlantic: geographic, vertical, seasonal and diel distributions / P.G. Davis, D.A.Caron, P.W.Jonson, L.McN.Sieburth // Mar. ecol. prog. ser. – 1985. – Vol. 21. – P. 15–26.
- Dragesco, J.* Cilies libres de l’Afrique intertropicale / J.Dragesco, A.Dragesco-Kerneis // Faune Top. – 1986. – № 26. – P. 1–559.
- Drake, L.A.* Potential microbial bioinvasions via ships'ballast water, sediment, and biofilm / L.A.Drake, M.A Doblin., F.C.Dobbs // Mar. Pol. Bul. – 2007. – Vol. 55. – Is. 7–9. – P. 333–341.
- Ducklow, H.W.* Bacterioplankton: a sink for carbon in a coastal marine plankton community / H.W. Ducklow, D.A.Purdie, P.J.Williams, J.M.Davies // Science. – 1986. – 232. – P. 865–868.
- Ducklow, H.W.* Oceanic bacterial production / H.W. Ducklow, C.A.Carlson // Adv. Microb. Ecol. – 1992. – 12. – P. 113–181.
- Fernandes, L.F.* Tintinnids (Ciliophora, Tintinnina) from subtropical waters of the Southern Brazil. I. Families Codonellidae, Codonellopsidae, Coxiellidae, Cyttarocylidae, Epiplocylidae, Petalotrichidae, Ptychocylidae, Tintinnididae and Undellidae // Rev. Bras. zool. – 2004. – Vol. 21. – № 3. – P. 551–576.
- Ferrari, F.* Thinking about *Acartia* // Monoculus. – 1989. – 19. – P. 18–21.
- Foissner, W.* Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. Munich: Informationsberichte des Bayer / W. Foissner, H.Berger, J.Shaumburg Lamdesamtes for Wasserwirtschaft, Heft, 1999. – 3/99. – P. 9–26.
- Gamenick, J.A.* Hypoxia and sulphide as structuring factors in a macrozoobenthic community on the Baltic Sea shore: colonisation studies and tolerance experiments / J.A.Gamenick, A.Jahn, K.Vopel, O.Giere // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1996. –Vol. 144. – P. 73–85.

- Gavrilova, N.A.* A Note on Species Lists and Ecosystem Shifts: Black Sea Tintinnids, Ciliates of the Microzooplankton / N.A. Gavrilova, J.R. Dolan // *Acta Protozool.* – 2007. – Vol. – 46. – P. 279–288.
- Giere, O.* Benthic life in sulfidic zone // *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* – 1992. – Vol. 5. – P. 77–93.
- Gifford, D.J.* Sampling, preservation, enumeration and biomass of marine protozooplankton // *Zooplankton Methodology Manual ICES* / D.J. Gifford, D.A. Caron; eds Harris R.P. et al. – London: Acad. Press, 2000. – P. 193–221.
- Giordani, G.* Sulfide release from anoxic sediments in relation to iron availability // *Hydrobiologia.* – 1991. – Vol. 329. – P. 211–223.
- Grishaber, M.K.* Hypoxia and sulfide tolerance in some marine invertebrates / M.K. Grishaber, I. Hardewig, V. Kreutzer // *Verh. Dtsch. Zool. Ges.* – 1992. – Vol. 85. – P. 55–76.
- Gubanova, A.* Establishment of *Oithona brevicornis* Giesbr., 1882 (Copepoda: Cyclopoida) in the Black Sea / A. Gubanova, D. Altukhov // *Aquatic Invasions.* – 2007. – Vol. 2. – № 4. – P. 407–410.
- Hansen, M.N.* Mechanisms of H₂S release from coastal marine sediments / M.N. Hansen, K. Ingvorsen, B. Bjorgensen // *Limnol. oceanogr.* – 1978. – Vol. 23. – P. 67–76.
- Hobbie, I.E.* Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy / I.E. Hobbie, R.I. Dadey, S. Jasper // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1977. – Vol. 33. – P. 1225–1228.
- IMO Bulletin* to put an end to invasion of alien organisms as a result of their transportation with ballast water. October 1998. – 21 p.
- Ivanov, V.* Bacteriological monitoring of ships' ballast water in Singapore and its potential importance for the management of coastal ecosystems // *WIT transactions on biomedicine and health.* – 2006. – Vol. 10. – P. 59–63.
- Jorgensen, B.B.* Bacterial reduction of sulfates within reduced microniches of oxidized sediments // *Mar. Biol.* – 1977. – Vol. 41. – P. 7–13.
- Karhan, S.Ü.* On the occurrence and established populations of the alien polychaete *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Polychaeta: Spionidae) in the Sea of Marmara and the Bosphorus Strait (Turkey) / S.Ü. Karhan, E. Kalkan, N. Simboura, E. Mutlu, M. Bekbölet // *Medit. Mar. Sci.* – 2008. – Vol. 9. – № 1. – P. 5–19.
- Kovalev, A.* Mediterraneanization of the Black Sea zooplankton in continuing // *Ecosystem modeling as a management tool for the Black Sea* / A. Kovalev, S. Besiktere, Yu. Zagorodnyaya, A. Kideys; eds. L.I. Ivanov, T. Oguz. – KAP: Netherlands, 1998. – Vol. 1. – P. 199–207.
- Kovalev, A.V.* On the problem of Lessepsian migrations of zooplanktonic organisms // *Medit. Mar. Sci.* – 2006. – 7/2. – P. 67–71.
- Kurilov, A.V.* A synopsis of the Black sea fauna of planktonic ciliates: abstracts of 5 European congress of Protistology and 11 European conference on Ciliate biology. – 2007. – 5. – 1. – P. 9.
- Kurilov, A.V.* Planktonic ciliates of the coastal zone and limans of the north-western part of the Black Sea. – Lambert Acad. Publ., 2010. – 252 p. (in Russian).
- Mirzoyan, Z.A.* Changes in the structure and productivity of the zooplankton community after appearance of ctenophore // *Ctenophore Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) in the Azov and Black Seas: its biology and consequences of its intrusion / Z.A. Mirzoyan, S.P. Volovik. – Istanbul: Turkish marine research foundation, 2004. – 17. – P. 175–192.
- Neue Niederländische Liste.* Altlasten Spektrum 3/95
- Nishida, S.* Taxonomy and distribution of the family Oithonidae (Copepoda, Cyclopoida) in the Pacific and Indian Oceans // *Bulletin of the Ocean Research Institute.* – 1985. – № 20. – P. 1–167
- Nishida, S.* Redescription of *Oithona brevicornis* Giesbrecht and *O. aruensis* Früchtl, new rank, with notes on the status of *O. spinulosa* Lindberg / S. Nishida, F.D. Ferrari // *Bulletin of the Plankton Society of Japan.* – 1983. – Vol. 30. – P. 1–80
- Odate, T.* Seasonal variation in chlorophyll-specific growth and microzooplankton grazing of phytoplankton in Japanese coastal water / T. Odate, K. Imai // *J. plankton res.* 2003. Vol. 25. – P. 1497–1505.
- Palomares-Carcia, R.* Pigment specific rates of phytoplankton growth and microzooplankton grazing in a subtropical lagoon / R. Palomares-Carcia, J.J. Bustillos-Guzman, D. Lopes-Cortes // *J. plankton res.* – 2006. – Vol. 28. – P. 1217–1232.
- Pierce, R.W.* Ballast water as a vector for tintinnid transport / R.W. Pierce, J.T. Carlton, D.A. Carlton, J.B. Geller // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1997. – Vol. 149. – P. 295–297.
- Porumb, F.* Présence de quelques espèces méditerranéennes dans le zooplankton de la Mer noire // *Rev. roum ser biol. anim.* – 1980. – Vol. 25. – № 2. – P. 167–170.
- Radashevsky, V.I.* On adult and larval morphology of *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Annelida: Spionidae) // *Zootaxa.* – 2005. – 1064. – P. 1–24.
- Radashevsky, V.I.* The morphology of two sibling sympatric *Polydora* species (Polychaeta: Spionidae) from the Sea of Japan / V.I. Radashevsky, V.V. Pankova // *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* – 2006. – Vol. 86. – P. 245–252
- Radashevsky, V.I.* Records of *Polydora cornuta* and *Streblospio gynobranchiata* (Annelida, Spionidae) from the Black Sea / V.I. Radashevsky, Zh.P. Selifonova // *Med. Mar. Sci.* – 2013. – Vol. 14. – № 2. – P. 261–269.
- Reish, D.J.* Bristle worms (Annelida: Polychaeta) / Hart CW and Fuller SLH (eds). *Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates.* Academic Press, New York. – 1979. – P. 77–125.

- Ristich, S.S., Crandall M., Fortier J. Benthic and epibenthic macroinvertebrates of the Hudson River. I. Distribution, natural history and community structure. *Estuarine and Coastal Science* / S.S.Ristich, M.Crandall, J. Fortier. – 1977. – Vol. 5. – P. 255–266.
- Rosenberg, R. Marine eutrophication induced oxygen deficiency effect on benthic fauna / R.Rosenberg, L.O.Leo // *Ophelia*. – 1988. – Vol. 29. – № 3. – P. 213–295.
- Şahin, G.K. A check-list of polychaete species (Annelida: Polychaeta) from the Black Sea / G.K.Şahin1, M.E.Çinar // *J. Black Sea/Mediterranean Environment*. – 2012. – Vol. 18. – № 1. – P. 10–48.
- Samchyshyna, L.V. Ecological characteristic of calanoid (Copepoda, Calanoida) of the inland water of Ukraine // *Vestnik zoologii*. – 2008. – 42. – № 2. – P. 32–37.
- Selifonova, J.P. Seasonal and long-term dynamics of the zooplankton community in Novorossiysk Bay of the Black Sea exposed to anthropogenic impact // *Acta Zool. Bulg.* – 2000. – Vol. 52. – № 3. – P. 63–74.
- Selifonova, J.P. Some aspects of selfpurification capability of waters of the Novorossiysk port Black Sea // *Acta zool. bulg.* – 2003. – Vol. 55. – № 1. – P. 73–78.
- Selifonova, J.P. Copepods composition and biomass in the Sea of Azov during 2003 // *Acta zool. bulgarica*. – 2006a. – Vol. 58. – № 1. – P. 117–124.
- Selifonova, J.P. Taxonomic Composition and Distribution of Meroplankton in the Novorossiysk Bay of the Black Sea // *Acta zool. Bulg.* – 2006b. – Vol. 58. – № 3. – P. 387–394.
- Selifonova, Zh.P. The Ecosystem of the Black Sea Port of Novorossiysk under Conditions of Heavy Anthropogenic Pollution // *Rus. Journal of Ecology*. – 2009. – Vol. 40. – № 7. – P. 510–515.
- Selifonova, Zh.P. On role ships'ballast waters in distribution of zooplankton species in the Northeastern Black Sea: the III International symp. «Invasion of alien species in Holartic (Borok – 3)». – Russia. Borok – Myshkin, 2010. – P. 82–83.
- Selifonova, Zh.P. *Oithona brevicornis* Giesbrecht (Copepoda: Cyclopoida), Invader into the Black Sea and in the Sea of Azov // *Russian Journal of Biological Invasions*. – 2011a. – Vol. 2. – № 2–3. – P. 227–232.
- Selifonova, Zh.P. Seasonal dynamics of micro- and mesoplankton of the Temruyk estuarial pelagic ecosystem of the Sea of Azov // *Inland water biology*. – 2011b. – Vol. 4. – № 2. – P. 182–191.
- Selifonova, J.P. Ships'ballast as a Primary Factor for 'Mediterraneanization' of Pelagic Copepod Fauna (Copepoda) in the Northeastern Black Sea // *Acta zool. Bulg.* – 2011b. – Vol. 63. – № 1. – P. 81–87.
- Selifonova, Zh.P. Alien species at coastal waters of the northeastern Black Sea: the IV International symposium) «Invasion of alien species in Holartic (Borok – 4)». – Russia. Myshkin-Borok, 2013– P. 151.
- Selifonova, J.P. Study of Copepod Species from the Western Black Sea in the Cruise r/v “Knorr” during May-June 2001 / J.P.Selifonova, A.A. Shmeleva, A.E. Kideys // *Acta zool. Bulg.* – 2008. – Vol. 60. – № 3. – P. 305–309.
- Selifonova, J.P. The impact of invaders ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A.Agassiz and *Beroe ovata* Mayor on zooplankton of the Novorossiysk Bay of the Black Sea / J.P.Selifonova, A. V.Zhilenkov // *Acta zool. Bulg.* – 2004. – Vol.56. – № 1. – P. 83–91.
- Selifonova Zh.P. Marine biological invasions in the Liman ‘Zmeinoe Ozero’ (Snake Lake) ecosystem, the north-eastern Black Sea // *JMBA*. – 2015. – Vol. – 95. № 3 – P. 453–459.
- Sher, E.B. Heterotrophic dinoflagellates: a significant component of microzooplankton biomass and major grazers of diatoms in the sea / E.B.Sher, B.H.Sher // *Mar. ecol.* – 2007. – Vol. 352. – P. 187–197.
- Shiganova, T.A. The problem of invaders in the Caspian Sea in the context of the findings of new zoo- and phytoplankton species from the Black Sea / T.A. Shiganova, E.I.Musaeva, L.A.Pautova, Yu.V.Bulgakova // *Biology Bulletin*. – 2005. – 32. – № 1. – P. 65–74.
- Sieburth, Y.McN. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions / Y.McN Sieburth, V..Smetacek, Y.Lenz // *Limnol. Oceanogr.* 1978. Vol. 23, № 6. P. 1256–1263.
- Simboura, N. First occurrence of the invasive alien species *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (Polychaeta: Spionidae) on the coast of Greece (Elefsis Bay, Aegean Sea) / N.Simboura, K.Sigala, E.Voutsinas, E.Kalkan // *Medit. Mar. Sci.* – 2008. – Vol. 9/2. – P. 121–126.
- Sorokin, Yu.I. Organic matter decomposition and nutrients regeneration // *Mar. ecology*. – 1978. – Vol. 4. – P. 505–613.
- Sorokin, Yu.I. On the methodology of studies of aquatic ecosystems // *Arch. Hydrobiol.* – 1979. – № 3. – P. 225–233.
- Sorokin, Yu.I. *Aquatic microbial ecology (a textbook for students in environmental sciences)*. – Leiden: Backhuys, 1999. – 245 p.
- Sorokin, Yu.I. *The Black Sea. Ecology and oceanography*. Backhaus Publishrs, – Leiden, 2002. – 875 p.
- Sorokin, Yu.I. Microheterotrophic organisms in marine ecosystems // *Analysis of marine ecosystems* / Yu.I.Sorokin, Ed.A.R. Longhurst. – New York: Wiley, 1981. – P. 293–342.
- Sorokin, Yu.I. Structure and functioning of anthropogenically transformed Comacchio lagoon ecosystem / Yu.I.Sorokin, P.Yu.Sorokin, A.Gnes // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1996. – V. 133. – P. 57–71.
- Sorokin, Yu.I. Need for restriction bivalve culture in the lagoon of Venice / Yu.I.Sorokin, O.Giovanardi, F.Pranovi // *Hydrobiologia*. – 1999. – Vol. 400. – P. 141–148.

- Sorokin, P.Yu.* On the changing ecology of Venice lagoon / P.Yu. Sorokin, Yu.I.Sorokin, O.Yu.Zakuskina, G-P.Ravagnan // *Hydrobiologia*. 2002. – Vol. 487. – P. 1–18.
- Stankhowitch, M.* Mass mortality of benthos in the Gulf of Trieste // *Mar. Ecol.* 1984. V. 5 P. 243–264.
- Streftaris, N.* Alien marine species in the Mediterranean-the 100 ‘Worst Invasives’ and their impact /N. Streftaris, A. Zenetos. – *Med. Mar. Sci.* – 2006. – Vol. 7. – № 1. – P. 87–118
- Svistunova, L.D.* Invasion and distribution of *Oithona brevicornis* Giesbrecht, 1891 (Copepoda: Cyclopoida) in the Sea of Azov// Invasion of alien species in Holartic (Borok – 4): the IV International symposium (Borok – Myshkin-Borok Yaroslavl district, Russia, 22th – 28th September 2013). – P. 171.
- Taheri, M.* Population changes and reproduction of an alien spionid polychaete *Streblospio gynobranchiata* in shallow waters of the south Caspian Sea / M.Taheri, J.Seyfabadi, B.Abtahi, M.Y Foshtomi // *JMBA2 - Biodiversity Records*. Published on-line. 2008. – P. 1–5.
- Temnykh, A.* New record of the planktonic copepod *Oithona davisae* Ferrari and Orsi in the Black Sea with notes on the identity of “*Oithona brevicornis*” / A. Temnykh, S.Nishida // *Aquatic Invasions*. – 2012. – Vol. 7. – P. 1–7.
- Tena, J.* Cuatro especies de poliquetos nuevas para las costas mediterráneas españolas en los sedimentos del antepuerto de valencia / J.Tena, R.Capaccioni-Azzati, R.Porrás et al. // *Miscellánea zoológica*. – 1991. – Vol. 15. – P. 29–41.
- Thode, H.* Influence of oxygen deficiency and H₂S on marine invertebrates // *Neth.J. Sea Res.* – 1973. – Vol. 7. –P. 244–252.
- Thorson, G.* Reproduction and larval development of Danish marine bottom invertebrates // *Medd. Komm. Danm. Fisk. Havunders.* – 1946. – Vol. 4. – № 1. – 524 p.
- Timofeev, S.F.* Euphausiid larvae in the ballast waters of commercial ships: evidence for a possibility for biological invasion / S. F.Timofeev, Zh.P.Selifonova // *Crustaceana*. – 2005. – Vol. 78. – № 11. – P. 1395–1398.
- Vershinin, A.* Cladophora blooms at Anapa beach, Russian Caucasian coast of Black Sea: 2nd conference on harmful algae monitoring and management / A. Vershinin, A.Kamnev. – Subic Bay, Philippines, 2001. – P. 30.
- Vismann, B.* Sulfide tolerance: physiological mechanisms and ecological implications // *Ophelia*. – 1991. – Vol. 34. – P. 1–27.
- Zenetos, A.* Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species / A.Zenetos, M.E.Çinar, A.M.Pancuccipapadopoulou, J.G.Harmelin, G.Furnari, F.Andaloro, N.Bellou, N.Streftaris & H.Zibrowius // *Medit. Mar. Sci.* – 2005. – 6. – P. 63–118.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1 – ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ФАУНЫ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ

Таблица 1 – Таксономический состав инфузорий

Таксономические формы	Новоросийск		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленджик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
LOXODIDAE											
<i>Loxodes</i> sp.	++	–	++	–	–	–	–	–	+	–	–
PRORODONTIDAE											
<i>Prorodon marinus</i> Clap. Lachm., 1958	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
<i>Prorodon</i> sp.	+	+	+	+	++	++	+	+	++	–	–
UROTRICHIDAE											
<i>Urotricha pelagica</i> Kahl, 1935	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+++	–
<i>Urotricha</i> spp.	+++	–	+++	+	+++	++	++	+++	+++	–	+++
URONEMATIDAE											
<i>Uronema marinum</i> Duj., 1841	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+++	–
HOLOPHRYIIDAE											
<i>Holophrya</i> sp.	+++	++	+++	++	+++	++	+++	+++	+++	–	++
<i>Holophrya pelagica</i> (Lohm., 1920)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+++	–
COLEPIDAE											
<i>Tiarina fusus</i> (Cl. et Lach., 1858) Bergh, 1880	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	+
<i>Coleps similes</i> Kahl, 1933	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
DIDINIIDAE											
<i>Didinium nasutum</i> (Muller, 1786)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	–
<i>D. gargantua</i> Meunier, 1910	+	–	–	+	+	–	+	+	+	+	+
<i>Monodinium balbianii</i> Fab.-Dom., 1888	++	++	+	–	++	++	–	++	++	–	–
<i>Cyclotrichium sphaericum</i> F.-Fr., 1924	–	–	–	–	+	–	–	–	+++	–	–
AMPHILEPTIDAE											
<i>Litonotus</i> sp.	++	–	++	++	–	–	++	–	++	+	–
ZOOTHAMNIIDAE											
<i>Zoothamnium</i> sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–
MESODINIIDAE											
<i>Mesodinium rubrum</i> (Lohm.)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++
<i>Mesodinium pulex</i> (Clap. et Lach., 1858)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	–	+++	+++	+	++
<i>Askenasia stellaris</i> Leeg., 1920	++	+	+	++	++	++	–	++	++	+	+

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленд- жик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
PLEURONEMATIDAE											
<i>Pleuronema marinnum</i> Dujardin, 1841	+	+		+	+	+	+	+	+		+
<i>P. coronatum</i> Kent, 1881	+	+	-	-	+	-	-	+	++	-	-
HALTERIIDAE											
<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Halteria</i> sp.	+	-	+	+	-	-	-	-	+	-	++
STROMBIDIIDAE											
<i>Laboea strobila</i> (Loch., 1908)	+	++	+	++	+++	+++	+++	+++	++	+	+
<i>Foissneridium constrictum</i> (Meunier, 1910)	+++	+++	++	+++	+++	+++	+	+++	++	+	-
<i>Novistrombidium testaceum</i> (Anigstein, 1914) Song, Bradbury, 1998	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-
<i>Strombidium conicum</i> (Lohmann, 1908) Wulff, 1919	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	-
<i>S. conicoides</i> (Leegaard, 1915) Kahl, 1932	++	+	+	++	-	+	+++	-	+++	+++	+++
<i>S. compressum</i> (Leegaard, 1915) Kahl, 1932	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>S. dalum</i> Lynn at al., 1988	+++	+++	+++	+++	+++	++	+++	+++	++	-	+
<i>S. emergens</i> (Leegaard) Kahl 1932	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	+++
<i>S. minor</i> (Kahl, 1935) Maeda, Carey, 1985	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. tintinnoides</i> Entz., 1884	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>S. vestitum</i> (Leegaard, 1915) Kahl	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>S. sulcatum</i> Claparède & Lachmann 1859	+	+	-	+	+	+	+	++	+	-	-
<i>Spirostrombidium oblongum</i> (Entz., 1884) Petz, Song, Wilbert, 1995	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>Rimostrombidium caudatum</i> (Kahl, 1932) Agentha, Riedel-Lorjè, 1998	+	+	++	-	++	++	+	++	++	+	+
<i>Tontonia appendiculariformis</i> Fauré-Fremiet, 1924	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	-
<i>Tontonia</i> sp.	++	-	-	-	-	-	+	-	++	-	-
<i>Lohmaniella oviformis</i> Leegaard, 1915	+	-	+	+	-	-	+++	+	+	+++	-
STROMBIDINOPSISAE											
<i>Strombidinopsis marina</i> (Fauré-Fr., 1910) Alekperov, 2005	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>S. pelagicum</i> Fauré-Fr., 1924	+	+	-	-	++	+	-	-	++	-	-
<i>S. acuminatum</i> (Fauré-Fr., 1924)	++	++	+	++	++	++	-	++	++	+	+

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленд- жик	Анапа	Змеиное озеро	Кер. пролив
	I	II	I	II	I	II					
STROBILIDIIDAE											
<i>Pelagostrobilidium spirale</i> (Leegaard, 1915) Petz, Song, Wilbert, 1995	+++	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Pelagostrobilidium conicum</i> (Kahl, 1932) Liu, Yi, Lin, Warren & Song, 2012	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-
CODONELLOPSIDAE											
<i>Stenosemella ventricosa</i> (Cl. et L., 1858)	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-
TINTINNIDIIDAE											
<i>Tintinnidium mucicola</i> (Cl. et Lach., 1858)	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-
CODONELLIDAE											
<i>Tintinnopsis baltica</i> Brandt, 1896	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>T. beroidea</i> Stein, 1867 (= <i>T. karajacensis</i> Brandt, 1896; <i>T. parvula</i> Jörg., 1912)**	++	++	+	+	+	+	-	++	+	+	+
<i>T. cylindrica</i> Daday, 1887 (= <i>T. davidovi</i> Daday, 1886; <i>T. kofoidi</i> Hada, 1932)**	+	+	-	-	+	+	-	++	+	+	-
<i>T. directa</i> Hada, 1964*	++	++	+	-	-	-	-	-	-	++	-
<i>T. campanula</i> (Ehr., 1840) Daday	++	+	+	++	++	+	-	++	+	+	-
<i>T. minuta</i> Wailes, 1925	++	++	+	++	++	+	++	++	++	++	++
<i>T. tocaninensis</i> Kof., Camp., 1929*	++	-	++	-	-	-	-	-	-	++	-
<i>T. tubulosa</i> (Levand., 1900)	++	++	+	++	++	+	-	++	-	++	-
<i>T. urnula</i> Meunier, 1910	+	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-
TINTINNIDAE											
<i>Eutintinnus lususundae</i> (Entz, 1885)*	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. tubulosus</i> Kof. Camp., 1939*	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Amphorellopsis acuta</i> (Schmidt, 1901)*	++	+	-	-	-	-	-	-	-	++	-
<i>Salpingella</i> sp.*	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
PTYCHOCYLIDAE											
<i>Favella ehrenbergii</i> (Cl. et Lach., 1858)	++	++	+	++	++	+	++	++	++	++	+
METACYLIDIDAE											
<i>Metacylis mediterranea</i> (Mereschk., 1880) Jörgensen, 1924	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-

Примечание. Обозначение здесь и в табл. 2–6, прил. 1; табл. 1–2, прил. 3; табл. 1–4, прил. 4

Вид: «+» – обнаружен, «++» – обычный, «+++» – массовый, «-» – отсутствует, «*» – чужеродный вид; ** – по работе (Dolan, Gavrilova, 2007)

I – порт, II – открытая часть

Таблица 2 – Таксономический состав голопланктона

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленджик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
DINOPHYCEAE											
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macart.) Kof. et Swezy (syn. <i>N. miliaris</i> Sur.)	+++	+++	+++	+++	++	++	++	++	++	++	+
ROTIFERA											
<i>Synchaeta vorax</i> Rousselet	+++	+++	+++	++	+++	+++	++	+++	+++	+	+
<i>S. baltica</i> Ehr.	+++	++	+++	++	+++	+++	++	+++	+++	+	+++
<i>S. neapolitana</i> Rousselet	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Encentrum marinum</i> (Dujardin)	+	-	++	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> (Gosse)	+	-	+	-	-	-	+	-	+	-	+
<i>Trichocerca marina</i> Daday	+	-	-	-	+	-	+	-	+	-	+
CTENOPHORA, TENTACULATA											
<i>Mnemiopsis leidyi</i> A.Agassiz	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	-	+++
CTENOPHORA, ATENTACULATA											
<i>Beroe ovata</i> Mayer	++	+++	++	+++	++	+++	+++	+++	+++	-	+++
CLADOCERA											
<i>Penilia avirostris</i> Dana	++	+++	+	+++	+	++	+++	+++	+++	-	+
<i>Pleopis polyphemoides</i> (Leuck.)	+++	++	+++	++	+	+	+	+++	++	-	+
<i>Pseudevadne tergestina</i> (Claus)	+	+++	+	+++	+	+	++	+	++	-	-
<i>Evadne spinifera</i> Müller	+	++	+	++	+	+	+	+	+	-	-
COPEPODA, CALANOIDA											
<i>Pleuromamma gracilis</i> (Claus)*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calanus euxinus</i> (Hulsemann)	+	++	+	++	+	+	++	+	++	+	-
<i>Calocalanus pavoninus</i> Farran*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calocalanus</i> sp.*	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudocalanus elongatus</i> (Boeck)	+	++	+	++	+	+	+	+	+	++	-
<i>Paracalanus parvus</i> (Claus)	++	+++	++	+++	+++	+++	+	+++	+++	++	+
<i>P. aculeatus</i> Giesbr.*	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. indicus</i> Wolfenden*	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. denudatus</i> Sewell*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. nanus</i> Sars*	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. pygmaeus</i> Claus*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. quasimodo</i> Bowman*	+	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-
<i>Parvocalanus crassirostris</i> (Dahl)*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clausocalanus furcatus</i> (Brady)*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clausocalanus arcuicornis</i> Dana*	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленджик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
<i>O. vodjanitskii</i> Shmel.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>O. zernovi</i> Shmel.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oncaea</i> sp.*	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
<i>Monothula subtilis</i> Giesbr.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triconia conifera</i> Giesbr.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. dentipes</i> Giesbr.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. minuta</i> Giesbr.*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sapphirina</i> sp.*	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
COPEPODA, HARPACTICOIDA											
<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana)*	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Harpacticus</i> spp.	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Ameira</i> sp.	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
<i>Metis ignea ignea</i> Phillippi	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Microsetella rosea</i> (Dana)*	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ectinosoma abrau</i> (Kricz.)	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+
<i>Canuella perplexa</i> T. et A. Scott.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Onychocamptus mohammed</i> Blanch. et Rich.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
COPEPODA, MONSTRILLOIDA											
<i>Monstrilla</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
COPEPODA, POECILOSTOMATOIDA											
<i>Saphirella</i> sp.*	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	-
CHAETOGNATHA											
<i>Paragitta setosa</i> Muller	++	++	+	+++	+	+	++	+	+	+	+
APPENDICULARIA											
<i>Oicopleura dioica</i> Fol.	+	++	+	++	+	+	+	++	++	+	+

Таблица 3 – Таксономический состав меропланктона

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленд- жик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
POLYCHAETA											
<i>Phyllodoce</i> sp.	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–
<i>Nephtys hombergii</i> (Aud. et M.-Edw.)	++	+	+++	++	+	+	+	+	+	+	+
<i>Glycera</i> sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Harmothoe</i> spp.	+	+	+	+	–	–	+	+	+	+	+
<i>Pholoe inornata</i> Johnston	+	+	–	–	–	–	–	+	–	–	–
<i>Nereis zonata</i> (Malmgren)	+	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart)	++	+	+	++	+	+	+	+	+	+	+
<i>Nereis pelagica</i> Linnaeus, 1758	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Platynereis dumerilii</i> (Aud. Et M.-Edwards)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
<i>Perinereis cultrifera</i> (Grube, 1840)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
<i>Hediste diversicolor</i> (Muller, 1776)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
<i>Lysidice ninetta</i> (Aud. et M.-Edw.)	+	+	+	+	–	–	–	+	+	+	–
<i>Malacoceros fuliginosus</i> Claparède	+	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+
<i>Scolelepis squamata</i> (Muller)	++	++	+	+	+	–	–	+	+	+	–
<i>Microspio mecznikowianus</i> (Clap.)	+	++	+	++	+	–	+	++	++	+	+
<i>Spio filicornis</i> (Müller)	++	+	++	++	+	–	–	+	–	+	+
<i>Polydora</i> spp.	+++	++	+++	++	++	++	++	+	++	–	+
<i>Polydora cornuta</i> Bosc.	–	–	+++	–	–	–	–	–	–	++	–
<i>Prionospio</i> spp.	++	–	–	+	–	–	+	+	++	–	–
<i>Pygospio elegans</i> Claparède, 1863	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
<i>Magelona rosea</i> Moore	+	–	–	+	–	–	+	+	++	–	–
<i>Capitella capitata capitata</i> (Fabricius)	+++	+	+++	–	–	–	–	+	–	+	+
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède)	++	–	+++	–	–	–	–	+	–	–	+
<i>Sabellaria taurica</i> (Rathke)	++	++	–	+	–	–	–	+	+	–	–
<i>Janua pagenstecheri</i> (Quatrefages)	–	+	–	–	–	–	–	+	–	–	–
<i>Lagis neapolitana</i> Malmgren	–	+	–	–	–	–	–	+	–	–	–
PHORONIDEA											
<i>Phoronis euxinicola</i> S. - Long	+	+	+	+	+	+	+	+	++	–	++
CIRRIPIEDIA											
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin)	+++	+++	+++	++	++	++	++	++	+++	++	++
<i>A. eburneus</i> Gould	+	+	–	–	–	–	+	+	+	–	–
<i>Verruca spengleri</i> Darwin	++	+++	+	+	–	–	+	+	+	+	–
<i>Chthamalus</i> sp.	+	+	–	–	+	–	+	+	+	–	–

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленд- жик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
DECAPODA											
<i>Hippolyte leptocerus</i> (Heller) (= <i>Hippolyte longirostris</i> (Czerniavsky))	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysmata seticaudata</i> (Risso)	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Alpheus dentipes</i> Guérin	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Athanas nitescens</i> Leach	++	++	-	-	-	-	-	+	+	+	-
<i>Palaemon elegans</i> (Rathke)	++	++	-	+	-	-	-	+	++	-	+
<i>P. adspersus</i> Rathke	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Processa edulis edulis</i> (Risso)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pestarella candida</i> (Olivi) (= <i>Callianassa pontica</i> Czerniavsky)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Upogebia pusilla</i> (Petagna)	++	++	+	+	+	+	+	+	++	+	++
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux)	++	++	+	+	+	+	+	++	++	-	+
<i>Pisidia longimana</i> (Risso)	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>Xantho poressa</i> (Olivi)	+	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-
<i>Eriphia verrucosa</i> (Forsk.)	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus)	++	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Rhithropanopeus harrisi tridentatus</i> (Maitland)	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+
<i>Pachygrapsus marmoratus</i> (Fabricius)	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Brachynotus sexdentatus</i> (Risso)	+	-	-	+	+	-	-	-	+	-	++
<i>Portunus latipes</i> (Pennant)	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Carcinus aestuarii</i> (Nardo)	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-
<i>Liocarcinus vernalis</i> Risso	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
BIVALVIA											
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck	+++	+++	++	++	+	+	+	++	++	+	+
<i>Modiolus</i> sp.	+	+	-	-	-	+	-	+	++	-	-
<i>Mytilaster lineatus</i> Gmelin	+++	+++	+++	+++	++	++	++	+++	+++	++	++
<i>Spisula</i> sp.	+	+	-	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus)	+	++	++	++	-	-	+++	++	++	+	-
<i>Cerastoderma</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	++	-	-
<i>Cardiidae</i> gen. sp.	++	++	++	+	-	-	+	++	+	-	-
<i>Anadara inaequalvis</i> (Bruguere)	++	+++	++	+++	++	++	+	++	++	+	+

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи		Порт Тамань	Геленд- жик	Анапа	Змеиное озеро	Керч. пролив
	I	II	I	II	I	II					
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+
<i>Teredo navalis</i> (Linnaeus)	+	++	+	++	+	+	+	+	+	+	-
Scrobiculariidae											
<i>Abra segmentum</i> (Récluz) (= <i>Abra</i> (<i>Syndesmya</i>) <i>ovata</i> (Philippi))	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
GASTROPODA											
<i>Tricolia pulla</i> (Linnaeus)	+	++	-	+	-	-	-	+	+	+	-
<i>Gibbula</i> spp.	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Rissoa</i> spp.	+	++	-	+	-	-	-	+	+	+	-
<i>Bittium reticulatum</i> (Costa)	+++	+++	+++	+++	+	+	++	++	++	+	+
<i>Caecum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes) = <i>R. thomasiana thomasiana</i> Crosse	++	++	++	++	+	+	++	+	+	-	-
<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus) = <i>Tritia reticulata</i> , <i>T. reticulata</i> var <i>mediterranea</i>	+++	+++	++	++	-	+	-	+++	+	-	-
<i>Turbonilla</i> sp.	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-
<i>Retusa truncatula</i> (Bruguière)	-	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Limapontia capitata</i> (Muller)	-	+	-	+	-	+	-	++	+	-	-
<i>Chrysallida terebellum</i> Philippi	-	+	-	+	+	+	-	+	+	-	+
HYDROZOA											
<i>Obelia longissima</i> (Pallas)	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-
<i>Sarsia tubulosa</i> (M. Sars) (= <i>Coryne tubulosa</i> (M. Sars))	+++	+++	++	++	+	-	-	+	+	+	-
<i>Blackfordia virginica</i> Mayer, 1910	-	-	-	-	-	-	+	-	++	-	++

Таксономические формы	Новороссийск		Туапсе		Сочи		Тамань	Геленджик	Анапа	Таман. залив	Тузла – Панагия
	I	II	I	II	I	II					
<i>S. tinca</i> (L.) – рулена	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>S. roissali</i> (Risso) – перепелка	+	+	–	+	–	–	–	–	–	–	–
TRACHINIDAE – драконовые											
<i>Trachinus draco</i> L. – морской дракон	–	+	–	–	–	+	+	+	+	–	+
URANOSCOPIIDAE – звездочетовые											
<i>Uranoscopus scaber</i> L. – звездочет, морская королева	–	+	–	+	+	+	+	+	+	–	–
GOBIIDAE – бычковые											
<i>Gobius niger</i> L. – бычок-черныш	+	+	–	+	–	+	+	+	+	–	–
<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas) – бубырь малый	–	–	–	–	–	+	+	+	+	–	–
CALLIONYMIDAE – пескарковые											
<i>Callionymus</i> sp. – морская мышь	–	+	–	–	–	+	–	–	–	–	–
BLENNIIDAE – собачковые											
<i>Parablennius sanguinolentus</i> Pallas – пятнистая морская собачка	+	+	–	+	–	–	–	+	–	–	–
<i>P. tentacularis</i> (Brunner) – длиннощупальцевая морская собачка	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SCORPAENIDAE – скорпеновые											
<i>Scorpaena porcus</i> L. – морской ерш	+	+	–	+	+	++	+	++	+++	–	+
TRIGLIDAE – тригловые											
<i>Chelidonichthys lucerna</i> L. – морской петух	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SCOPHTHALMIDAE – ромбовые											
<i>Scophthalmus maeoticus</i> (Pallas) – калкан	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BOTHIDAE – ботусовые											
<i>Arnoglossus kessleri</i> Schmidt – арноглот	–	–	–	–	–	+	+	+	+++	–	+
PLEURONECTIDAE – камбаловые											
<i>Platichthys flesus</i> (L.) – глосса	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SOLEIDAE – солеевые											
<i>Pegusa nasuta</i> (Pallas) – морской язык	–	+	–	–	–	–	+	–	+	–	–

Таблица 5 – Таксономический состав зообентоса рыхлых грунтов

Таксономические формы	Новороссийск		Туапсе		Сочи I	Порт Тамань	Анапа	Змеиное озеро
	I	II	I	II				
FORAMINIFERA	-	-	-	+	+			+
<i>Ammonia compacta</i> (Hofker)	-	+	-	-	-	+	-	-
COELENTERATA		+						-
<i>Actinothoe clavata</i> (Ilmmoni)	-	-	-	+	-	-	+	-
NEMATODA	+++	+	+++	++	+++			+++
<i>Metoncholaimus demani</i> (Zur Strassen)	+	-	-	-	-	+	-	-
OLIGOCHAETA	+++	-	+++	-	+++	-	-	+++
<i>Pristina</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clitella</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
Naididae ? g.sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
NEMERTINI	+++	+	+++	+	+++	-	-	+
POLYCHAETA								-
<i>Streblospio gynobranchiata</i> Rice et Levin*	+++	-	-	-	-	-	-	++
<i>Eteone (Mysta) picta</i> (Quatrefages)	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Polynoe incerta</i> Bobretzky (=Harmothoe imbricata (Linnaeus))	+	-	-	-	-	+	-	-
<i>Hediste diversicolor</i> (Muller)	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Alitta succinea</i> (Leuck.)	++	-	++	-	+	-	-	+
<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin & Milne Edwards)	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Nereis zonata</i> Malmgren	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny	+++	-	+++	-	++	-	+	+
<i>Micronephthys stammeri</i> (Augener)	-	-	-	-	++	-	-	-
<i>Capitella capitata capitata</i> (Fabricius)	+++	-	+++	-	+++	-	-	+++
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède)	++	-	+++	-	+++	-	-	++
<i>Notomastus profundus</i> Eisig	++	-	+	-	-	-	-	+
<i>Notomastus</i> sp.	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Prionospio</i> spp.	+	-	+	-	+	+	-	+
<i>Polydora cornuta</i> Bosc*	-	-	+	-	-	-	-	+
<i>Polydora</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scolecopsis</i> sp.	-	+	+	-	+	-	-	-
<i>Paraspio decorata</i> (Bobretzky)	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Microspio mecznikowianus</i> Claparede	-	-	-	-	-	+	-	-

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи I	Порт Тамань	Анапа	Змеиное озеро
	I	II	I	II				
<i>Spirorbis</i> sp.	+	+	-	+	-	-	-	+
<i>Melinna palmata</i> Grube	+++	-	+++	-	-	-	-	-
<i>Fabricia stellaris stellaris</i> (Müller)	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Terelellides stroemii</i> Sars	-	-	-	-	+	-	-	-
BIVALVIA								
<i>Chamelea gallina</i> (Linnaeus)	+	++	+	+++	-	+++	+++	-
<i>Pitar rudis</i> (Poli) = <i>P. mediterranea</i> (Dautzenberg)	+	+		+	-	+	+	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Mytilaster lineatus</i> (Gmelin)	+	++	-	++	-	-	-	-
<i>Parvicardium simile</i> (Milaschewisch (= <i>Plagiocardium simile</i>))	+	+++	-	-	-	-	-	-
<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin)	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Acanthocardia paucicostata</i> (Sowerby)	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Abra nitida milachewichi</i> Neveeskaja	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Abra segmentum</i> (Récluz) (= <i>Abra</i> <i>ovata</i> (Philippi))	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Anadara inaequivalvis</i> (Bruguière)	+	-	-	-	-	-	-	+++
<i>Cerastoderma lamarcki lamarcki</i> (Reeve)	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Spisula subtruncata</i> (da Costa)	-	-	-	+	-	+	+	-
<i>Donax trunculus</i> Linnaeus	-	-	-	-	-	-	++	-
<i>Polititapes aurea</i> (Gmelin)							+	
<i>Lucinella divaricata</i> (Linnaeus)	-	-	-	-	-	-	+	-
GASTROPODA								
<i>Hydrobia</i> sp.	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rapana venosa</i> (Valenciennes) = <i>R.</i> <i>thomasiana thomasiana</i> Crosse	+	+	-	+++	+	+	-	-
<i>Rissoa</i> sp.	-	+	-	+	-	-	-	-
<i>Bittium reticulatum</i> (Da Costa, 1778)	+++	+++	++	+	-	-	-	-
<i>Nassarius reticulata</i> (Linnaeus, 1758) = <i>Tritia reticulata</i> , <i>T. reticulata var mediterranea</i>	+	+	-	++	-	+	+	-
OSTRACODA								
	+	+	-	+	+	+		-

Таксономические формы	Новорос.		Туапсе		Сочи I	Порт Тамань	Анапа	Змеиное озеро
	I	II	I	II				
AMPHIPODA		+			+	+		–
<i>Gammarus insensibilis</i> Stock, 1966	–	–	–	+	–		–	–
DECAPODA								–
<i>Diogenes pugilator</i> (Roux, 1829)	++	++	+	++	–	+	–	
CIRRIPIEDIA								–
<i>Amphibalanus improvisus</i> (Darwin 854)	+++	+++	++	+++	++	+	–	+
BRYOZOA	+	+	+	++	+	+	–	+

Таблица 6 – Таксономический состав гетеротрофных жгутиконосцев (зоофлагеллят)

Таксономические формы	Новороссийск		Геленджик	Анапа
	I	II		
CHOANOFLAGELLIDA Kent.				
<i>Diaphanoeca grandis</i> W.W. Ellis	–	+	+	+
<i>Calliakantha natans</i> (Grøntved) Leadbeater (= <i>Salpingoeca natans</i> Grøntved)	–	+	+	+
<i>Monosiga marina</i> Grøntved	+	+	+	+
BICOSOECIDA Graste et Defl.				
<i>Bicosoeca</i> sp.	+	+	+	+
KINETOPLASTIDA Honigberg.				
<i>Bodo parvulus</i> Griesmann	+++	++	+++	++
<i>B. saltans</i> Ehrenberg	+++	+		
<i>Parabodo attenuatus</i> Skuja	+++	+	+++	++
<i>Rhynchomonas nasuta</i> Stokes.	–	+	+	+
PROTOMONADIDA Brochmann.				
<i>Monas</i> sp.	+++	++	+++	++
<i>Pteridomonas</i> sp.	+	+	+	–

ПРИЛОЖЕНИЕ 2 – ЗООПЛАНКТОН БАЛЛАСТНЫХ ВОД ТАНКЕРОВ, ПРИБЫВШИХ ПОД ПОГРУЗКУ НЕФТЕПРОДУКТАМИ В НОВОРОССИЙСКИЙ ПОРТ

Таблица 1 – Таксономический состав и численность зоопланктона (тыс. экз./м³) в водяном балласте танкеров в марте–апреле 2004 г.

Таксономические формы	Название танкера				
	Adriatiki	Fedor	Prosky	Aegean Pride	Sea Falcon II
DINOPHYCEAE					
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kof et Swezy	–	–	0.07	0.16	1.6
CILIOPHORA					
CODONELLIDAE					
<i>Tintinnopsis</i> sp.*	–	–	0.8	–	–
PTYCHOCYLIDAE					
<i>Favella ehrenbergii</i> (Cl. et Lach.)	–	–	–	7.45	28.0
ROTIFERA					
<i>Synchaeta</i> sp.	–	4.4	–	0.4	3.2
POLYCHAETA (меропланктон)					
<i>Nereis</i> sp.	–	–	0.1	–	–
<i>Spionidae</i> gen. sp.*	–	–	0.2	–	–
<i>Microspio</i> sp.*	–	–	1.0	–	–
<i>Microspio mecznikowianus</i> (Clap.)	–	–	–	–	0.6
<i>Pygospio</i> sp.*	–	–	1.0	–	–
<i>Polydora cornuta</i> Bocs.*	–	–	0.2	–	–
<i>Magelona</i> sp.*	–	–	0.05	–	–
<i>Typhloscolecidae</i> gen. sp.*	–	–	1.0	–	–
CLADOCERA					
<i>Penilia avirostris</i> Dana	0.02	–	–	–	–
<i>Pleopis polyphemoides</i> (Leuck.)	0.02	–	–	–	–
COPEPODA, CALANOIDA					
<i>Calanus euxinus</i> (Hulsemann)	–	0.01	–	0.01	–
<i>Pseudocalanus elongatus</i> (Boeck)	–	0.34	–	–	0.2
<i>Paracalanus parvus</i> (Claus)	0.01	0.1	–	0.08	–
<i>P. nanus</i> Sars*	–	0.02	–	–	–
<i>Clausocalanus arcuicornis</i> (Dana)*	0.02	0.16	0.01	–	–
<i>Ctenocalanus vanus</i> Giesbr.*	–	0.04	–	–	–
<i>Acartia clausi</i> Giesbr.	0.99	2.48	10.0	20.48	10.01
<i>A. margalefi</i> Alcaraz	–	–	0.01	–	–
<i>A. discaudata mediterranea</i> Steuer*	–	–	0.01	–	–
<i>Acartia</i> sp. 1	–	–	0.01	–	–
<i>Acartia</i> sp. 2	–	0.24	35.0	–	–
<i>Centropages kröyeri</i> Giesbr.*	0.03	–	–	–	–
<i>C. ponticus</i> Karav.	0.03	0.06	0.06	–	–
<i>Calanopia elliptica</i> (Dana)*	–	–	0.03	–	–
<i>Pontella mediterranea</i> (Claus)	–	–	–	0.01	–
<i>Labidocera brunescens</i> Czern.	–	0.01	–	–	–
<i>Temora longicornis</i> Muller*	–	0.12	–	–	–
Науплии CALANOIDA	0.08	0.74	–	0.09	1.4
COPEPODA, CYCLOPOIDA					
<i>Urocorycaeus furcifer</i> Claus*	0.01	–	–	–	–
<i>Oithona davisae</i> Ferrari, Orsi*	–	0.01	–	–	–
<i>O. decipiens</i> Farran*	0.02	0.01	–	–	–
<i>O. nana</i> Giesbr.	–	0.05	9.8	–	–
<i>O. similis</i> Claus	–	0.05	–	–	3.0
<i>Oncaea mediterranea</i> (Claus)*	–	0.01	–	–	–
<i>O. media</i> Giesbr.*	–	0.01	0.01	–	–

Таксономические формы	Название танкера				
	Adriatiki	Fedor	Prosky	Aegean Pride	Sea Falcon II
COPEPODA, HARPACTICOIDA	–	–	0.19	0.8	3.4
CIRRIPEDIA (меропланктон)					
<i>Amphibalanus improvisus</i> Darwin	–	–	0.22	0.11	0.6
<i>Chthamalus fragilis</i> (Darwin)	–	–	0.1	–	–
DECAPODA (меропланктон)					
<i>Pilumnus hirtellus</i> (L.)	–	0.01	–	–	–
<i>Philocheras (Pontophilus) trispinosus</i> Hailston	–	–	0.01	–	–
ISOPODA	0.01	–	–	–	–
BIVALVIA (меропланктон)					
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lam.	–	–	0.03	–	2.4
<i>Cardiidae</i> gen. sp.	0.07	0.01	1.0	–	–
GASTROPODA (меропланктон)	0.02	–	0.02	–	–

Таблица 2 – Таксономический состав и численность зоопланктона (тыс. экз./м³) в водяном балласте танкеров в 2006–2010 гг.

Таксономические формы	Название танкера				
	Baltic Sea	Los Roques	Baltic com-madore	Super Lady	Pelagos
DINOPHYCEAE					
<i>Noctiluca scintillans</i> (Mac.) Kof et Swezy	0.4	7.2	–	–	3.5
COLEPIDAE					
<i>Tiarina fusus</i> Clap. Et Lachm.	–	–	–	5 400	–
MESODINIIDAE					
<i>Myrionecta rubra</i> (Lohm.)	–	5600	17800	27000	35500
STROMBIDIIDAE					
<i>Strombidium conicum</i> (Lohmann) Wulff	–	–	–	13000	–
<i>Strombidium</i> sp.	18 600	11900	52700	65000	24100
<i>Tontonia</i> sp.	–	–	–	6 000	–
TINTINNIDIIDAE					
<i>Stenosemella nivalis</i> (Meunier)	–	–	–	6.5	0.7
CODONELLIDAE					
<i>Tintinnopsis baltica</i> Brandt	–	–	–	0.2	–
<i>T. beroidea</i> Stein	–	–	1.1	10.6	0.8
<i>T. cylindrica</i> Daday	–	–	–	0.6	–
<i>T. fimbriata</i> Meun*	–	–	–	2.7	–
<i>T. minuta</i> Wailes	0.7	0.4	1.8	3.8	5.0
<i>T. tubulosa</i> (Levand)	–	–	0.9	0.8	–
<i>Tintinnopsis</i> sp.*	0.5	0.64	–	–	–
<i>Codonella</i> sp.*	–	0.3	–	–	–
TINTINNIDAE					
<i>Eutintinnus lususundae</i> (Entz.)*	–	–	–	0.2	–
<i>Salpingella</i> sp.*	–	–	–	0.4	–
PTYCHOCYLIDAE					
<i>Favella ehrenbergii</i> (Cl. et Lach.)	–	–	0.1	0.4	–
<i>Schmidingerella serrata</i> Möbius, 1887)	–	0.4	0.1	–	–
Agatha & Strüder-Kypke*	–	–	–	–	–
<i>Favella</i> sp.*	–	–	–	6.0	–
METACYLIDIDAE					
<i>Metacylis mediterranea</i> (Mereschk.) Jörg.	–	–	–	6.5	–
ROTIFERA					
<i>Synchaeta neapolitana</i> Rousselet	2.5	–	–	6.5	–

Таксономические формы	Название танкера				
	Baltic Sea	Los Roques	Baltic com-madore	Super Lady	Pelagos
<i>Synchaeta</i> sp.	–	3.6	–	12.5	14.4
POLYCHAETA (меропланктон)					
<i>Nereis</i> sp.	–	–	0.04	–	–
Spionidae gen. sp.*	–	–	0.04	–	–
<i>Prionospio</i> sp.	–	–	0.04	0.24	–
<i>Polydora cornuta</i> Bocs.*	–	–	0.04	–	0.02
<i>P. ciliata</i> (Johnston)	0.1	0.1	0.12	0.12	0.3
CLADOCERA					
<i>Pleopis polyphemoides</i> (Leuck)	–	–	–	0.5	–
COPEPODA, CALANOIDA					
<i>Calanus euxinus</i> (Hulsemann)	0.1	0.3	–	4.6	–
<i>Calocalanus plumosus</i> (Claus)*	–	–	–	–	0.03
<i>Pseudocalanus elongatus</i> (Boeck)	–	0.01	–	1.08	–
<i>Paracalanus parvus</i> (Claus)	0.4	–	0.04	3.0	–
<i>P. nanus</i> Sars*	–	0.02	–	0.8	–
<i>P. indicus</i> Wolfenden*	–	–	–	–	0.02
<i>P. quasimodo</i> Bowman*	–	–	–	–	0.02
<i>Clausocalanus arcuicornis</i> (Dana)*	0.1	–	–	0.12	–
<i>Microcalanus pygmaeus</i> (Sars.)*	–	0.06	–	0.6	–
<i>Ctenocalanus vanus</i> Giesbr.*	–	–	–	0.12	–
<i>Scolecithricella orientalis</i> Mori*	0.05	–	–	–	–
<i>Scolecithricella</i> sp.*	–	0.01	–	–	0.03
<i>Scolecithrix danae</i> (Lubbock)*	–	–	0.04	–	–
<i>Acartia clausi</i> Giesbr.	1.0	2.2	0.07	0.3	3.5
<i>A. (Acartiura) margalefi</i> Alcaraz	0.05	0.03	–	–	0.01
<i>A. tonsa</i> Dana	–	–	0.55	0.4	–
<i>A. (Acanthacartia) italica</i> Steuer*	–	0.03	–	–	–
<i>A. (Acanthacartia) bifilosa</i> (Giesbr.)*	–	–	–	4.56	–
<i>Acartia</i> sp. 1*	0.05	–	–	0.05	–
<i>Centropages kröyeri</i> Giesbr.*	1.7	–	–	1.2	0.36
<i>C. ponticus</i> Karav.	–	0.03	–	–	–
Науплии CALANOIDA	0.55	0.06	0.2	0.5	1.2
COPEPODA, CYCLOPOIDA					
<i>Oithona davisae</i> Ferrari, Orsi.*	–	–	–	4.6	–
<i>O. decipiens</i> Farran*	0.05	0.01	–	–	–
<i>O. nana</i> Giesbr.	2.7	13.5	0.04	–	1.2
<i>O. similis</i> Claus	0.06	0.01	–	0.16	0.14
<i>Oncaea mediterranea</i> (Claus)*	–	–	–	–	–
<i>O. zernovi</i> Shmel.*	–	–	–	–	0.03
Науплии CYCLOPOIDA	1.1	0.7	–	0.6	–
COPEPODA, HARPACTICOIDA	0.18	0.01	0.01	0.02	0.01
<i>Urocorycaeus furcifer</i> Claus*	–	–	–	–	0.03
<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana)*	–	0.04	0.04	–	–
<i>Microsetella rosea</i> (Dana)*	–	0.03	–	–	–
CIRRIPEDIA (меропланктон)					
<i>Amphibalanus improvisus</i> Darwin, 1854	0.6	4.5	0.01	0.1	0.6
BIVALVIA (меропланктон)	0.06	0.06	–	0.02	–
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lam.	0.01	–	–	–	0.04
Cardiidae gen. sp.	–	0.03	–	–	0.4
<i>Crassostrea gias</i> (Thunberg)*	–	0.03	–	–	–
GASTROPODA (меропланктон)	0.06	–	–	–	–

ПРИЛОЖЕНИЕ 3 – ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ ВЕСЛОНОГИХ РАКОВ (СОРЕРОДА), ОБНАРУЖЕННЫХ В ПЕЛАГИАЛИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Таксономические формы	Авторы, обнаружившие вид
CALANOIDA	
HETERORHABDIDAE Sars, 1902	
<i>Heterorhabdus</i> sp.	Selifonova et al., 2008
LUCICUTIIDAE Sars, 1902	
<i>Lucicutia flavicornis</i> (Claus, 1863)	Ковалев и др., 1971
<i>L. gemina</i> Farran, 1926	Ковалев и др., 1987
<i>Lucicutia</i> sp.	Selifonova et al., 2008
METRIDINIDAE Sars, 1902	
<i>Metridia lucens</i> Boeck, 1864	Kovalev et al., 1998
<i>Metridia</i> sp.	Selifonova et al., 2008
<i>Pleuromamma abdominalis</i> (Lubbock, 1856)	Ковалев и др., 1987
<i>P. gracilis</i> Claus, 1863	Ковалев и др., 1987; Kovalev et al., 1998; Селифонова, Шмелева, 2007; Виноградов и др., 2000
<i>P. indica</i> Wolfenden, 1905	Selifonova et al., 2008
<i>Pleuromamma</i> sp.	Ковалев., 1976; Selifonova et al., 2008
CALANIDAE Dana, 1846	
<i>Neocalanus gracilis</i> (Dana, 1852)	Porumb, 1980
<i>Nannocalanus minor</i> (Claus, 1863)	Ковалев и др., 1987
<i>Mesocalanus tenuicornis</i> Dana, 1849	Porumb, 1980
<i>Canthocalanus pauper</i> (Giesbr., 1888)	Selifonova et al., 2008
PARACALANIDAE Giesbr., 1892	
<i>Acrocalanus monachus</i> Giesbr., 1888	Selifonova et al., 2008
<i>A. gibber</i> Giesbr., 1888	Selifonova et al., 2008
<i>Calocalanus gracilis</i> Tanaka, 1956	Selifonova et al., 2008
<i>C. gresei</i> Shmel., 1973	Selifonova et al., 2008
<i>C. pavo</i> (Dana, 1849)	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Porumb, 1980; Шмелева и др., 2008
<i>C. pavoninus</i> Farran, 1936	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008
<i>C. plumulosus</i> (Claus, 1863)	Porumb, 1980
<i>C. plumatus</i> Shmel., 1965	Ковалев и др., 1976
<i>C. tenuis</i> Farran, 1926	Ковалев и др., 1971; Шмелева и др., 2008
<i>Calocalanus</i> sp.	Мурина и др., 2002; Selifonova et al., 2008
<i>Delibus nudus</i> (Sewell, 1929)	Selifonova et al., 2008
<i>Mecynocera clausi</i> Thompson, 1888	Porumb, 1980; Ковалев и др., 1987; Шмелева и др., 2008
<i>Paracalanus aculeatus</i> Giesbr., 1888	Porumb, 1980; Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008
<i>P. indicus</i> Wolfenden, 1905	Селифонова и др., 2006; Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008; Шмелева и др., 2008
<i>P. denudatus</i> Swell, 1929	Селифонова, Шмелева, 2007
<i>P. quasimodo</i> Bowman, 1971	Шмелева и др., 2008; Selifonova et al., 2008
<i>P. nanus</i> Sars, 1925	Porumb, 1980; Ковалев и др., 1987; Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008
<i>P. pygmaeus</i> (Claus, 1863)	Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008
<i>Parvocalanus crassirostris</i> (Dahl, 1894)	Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008
AETIDEIDAE Giesbr., 1892	
<i>Aetideus armatus</i> (Boeck, 1872)	Ковалев и др., 1998
<i>Euchirella</i> sp.	Selifonova et al., 2008
CLAUSOCALANIDAE Giesbr., 1893	
<i>Clausocalanus arcuicornis</i> (Dana, 1849)	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Porumb, 1980; Загородняя, Колесникова, 2003; Selifonova, 2014
<i>C. furcatus</i> (Brady, 1883)	Ковалев и др., 1976; Селифонова, Шмелева, 2007

Таксономические формы	Авторы, обнаружившие вид
<i>C. parapergens</i> Frost, Flem., 1968	Ковалев и др., 1976; Selifonova et al., 2008
<i>C. paululus</i> Farran, 1926	Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987
<i>C. pergens</i> Farran, 1926	Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Kovalev et al., 1998
<i>Clausocalanus</i> sp.	Selifonova et al., 2008
<i>Ctenocalanus vanus</i> Giebr., 1888	Porumb, 1980; ; Kovalev et al., 1998
<i>Ctenocalanus</i> sp.	Selifonova et al., 2008
<i>Microcalanus pusillus</i> , Sars, 1903	Kovalev et al., 1998
EUCHAETIDAE Giesbrecht, 1892	
<i>Euchaeta marina</i> (Prestandrea, 1833)	Kovalev et al., 1998; Виноградов и др., 2000
PHAENIDAE Sars, 1902	
<i>Phaenna spinifera</i> Claus, 1863	Porumb, 1980
SCOLECITRICHIDAE Giesbr., 1892	
<i>Scolecithricella</i> sp.	Selifonova et al., 2008
<i>Scolecithrix danae</i> (Lubbock, 1856)	Ковалев и др., 1976; Виноградов и др., 2000; Selifonova et al., 2008
<i>Scolecithrix</i> sp.	Загородняя, Колесникова, 2003
ACARTIIDAE Sars, 1902	
<i>Acartia (Acartia) danae</i> Giesbr., 1889	Selifonova et al., 2008
<i>A. (Acartia) negligens</i> Dana, 1849	Селифонова, Шмелева, 2007
<i>A. (Acartiura) teclae</i> Bradford, 1976	Selifonova, 2014
<i>Paracartia grani</i> Sars, 1904	Selifonova et al., 2008
<i>Pteriacartia josephinae</i> Crisafi, 1974	Селифонова, Шмелева, 2007
CANDACIIDAE Giesbr., 1892	
<i>Candacia ethiopica</i> (Dana, 1849)	Ковалев и др., 1976
<i>Candacia</i> sp.	Selifonova et al., 2008
CENTROPAGIDAE Giesbrecht, 1893	
<i>Calanopia kideysi</i> Ünal, Shmel., 2002	Шмелева и др., 2008
<i>Centropages bradyi</i> Wheeler, 1900	Selifonova et al., 2008; Selifonova, 2014
<i>C. kröyeri</i> Giesbr., 1893	Селифонова и др., 2006; Селифонова, Шмелева, 2007; Shmeleva et al., 2008; Selifonova, 2014
<i>C. typicus</i> Kröyer, 1849	Ковалев и др., 1987; Kovalev et al., 1998
<i>C. violaceus</i> (Claus, 1863)	Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008
PONTELLIDAE Dana, 1853	
<i>Calanopia kideysi</i> Ünal, Shmel., 2002	Шмелева и др., 2008
<i>Labidocera pavo</i> Giesbr., 1889	Selifonova, 2014
<i>Pontellina</i> sp.	Selifonova et al., 2008
TEMORIDAE Giesbr., 1892	
<i>Temora discaudata</i> Giesbr., 1889	Selifonova et al., 2008
<i>T. stylifera</i> (Dana, 1849)	Ковалев и др., 1987; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>T. turbinata</i> (Dana, 1849)	Selifonova et al., 2008
EUCALANIDAE Giesbr., 1892	
<i>Eucalanus</i> sp.	Porumb, 1980
RHINCALANIDAE Geletin, 1976	
<i>Rhincalanus nasutus</i> Giesbr., 1888	Виноградов и др., 2000
<i>Rhincalanus</i> sp.	Загородняя, Колесникова, 2003
CYCLOPOIDA	
CORYCAEIDAE Dana, 1852	
<i>Agetus flaccus</i> Giesbr., 1891	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971
<i>A. limbatus</i> Brady, 1883	Ковалев и др., 1987
<i>A. typicus</i> (Kröyer, 1849)	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971
<i>Corycaeus clausi</i> F.Dahl, 1894	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971
<i>C. speciosus</i> Dana, 1849	Selifonova et al., 2008
<i>Corycaeus</i> sp.	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Selifonova et al., 2008

Таксономические формы	Авторы, обнаружившие вид
<i>Urocorycaeus furcifer</i> Claus, 1863	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008
<i>Farranula gracilis</i> Dana, 1849	Ковалев и др., 1976
<i>Farranula</i> sp.	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1976; Selifonova et al., 2008
<i>F. rostrata</i> Claus, 1863	Ковалев и др., 1987; Селифонова, Шмелева, 2007
OITHONIDAE Dana, 1852	
<i>Oithona davisae</i> Ferrari, Orsi, 1984	Загородняя, 2002; Губанова, Алтухов, 2007
<i>O. decipiens</i> Farran, 1913	Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008; Шмелева и др., 2008; Селифонова, 2009а; Selifonova, 2011в
<i>O. plumifera</i> Baird, 1843	Shmeleva et al., 2008; Селифонова, Шмелева, 2010
<i>O. simplex</i> Farran, 1913	Селифонова, Шмелева, 2007; Загородняя, Колесникова, 2003
<i>O. setigera</i> Dana, 1849	Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova et al., 2008
<i>O. parvula</i> Farran, 1908	Загородняя, Колесникова, 2003
<i>Oithona</i> sp.	Ковалев и др., 1987
ONCAEIDAE Giesbr., 1892	Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976
<i>Monothula subtilis</i> Giesbr., 1892	Kovalev et al., 1998; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>Spinoncaea ivlevi</i> Shmel., 1966	Ковалев и др., 1976; Мурина и др., 2002; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>Triconia conifera</i> Giesbr., 1891	Selifonova et al., 2008
<i>T. dentipes</i> Giesbr., 1891	Ковалев и др., 1976; Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008
<i>T. minuta</i> Giesbr., 1892	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Kovalev et al., 1998; Мурина и др., 2002; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>T. similis</i> Sars, 1918	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Kovalev et al., 1998; Мурина и др., 2002; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>Oncaea clevei</i> Früchtl, 1923	Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987
<i>O. curta</i> Sars, 1916	Селифонова, Шмелева, 2007
<i>O. mediterranea</i> (Claus, 1863)	Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987
<i>O. media</i> Giesbr., 1891	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1987; Rogumb, 1980; Мурина и др., 2002; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>O. obscura</i> Farran, 1908?	Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Селифонова, Шмелева, 2007; Selifonova, Шмелева, 2010
<i>O. venusta</i> Philippi, 1843	Kovalev et al., 1998
<i>O. venusta venella</i> Farran, 1929	Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008; Selifonova et al., 2008
<i>O. vodjanitskii</i> Shmel., Delalo, 1965	Ковалев и др., 1987; Мурина и др., 2002; Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008
<i>O. zernovi</i> Shmel., 1966	Селифонова, Шмелева, 2007
SAPPHIRINIDAE Thorell, 1892	Селифонова, Шмелева, 2007; Шмелева и др., 2008; Selifonova et al., 2008
<i>Copilia</i> sp.	
HARPACTICOIDA	
TACHYDIIDAE Sars, 1909	
<i>Euterpina acutifrons</i> (Dana, 1847)	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Ковалев и др., 1987; Селифонова, Шмелева, 2007
MIRACIIDAE Dana, 1852	
<i>Macrosetella gracilis</i> (Dana, 1847)	Ковалев и др., 1976
ECTINOSOMATIDAE Sars, 1909	
<i>Microsetella rosea</i> Dana, 1847	Павлова, 1964; 1965; Павлова, Балдина, 1969; Ковалев и др., 1971; Ковалев и др., 1976; Kovalev et al., 1998; Селифонова, Шмелева, 2007
<i>Microsetella norvegica</i> (Boeck, 1865)	Шиганова и др., 2012
<i>Microsetella</i> sp.	Selifonova et al., 2008

ПРИЛОЖЕНИЕ 4 – ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ЗООПЛАНКТОНА АЗОВСКОГО МОРЯ

Таблица 1 – Таксономический состав инфузорий

Таксономические формы	Открытая часть	Таганрогский залив	Темрюкский залив
LOXODIIDAE			
<i>Loxodes</i> sp.			+
PRORODONTIDAE			
<i>Urotricha</i> spp.			+++
HOLOPHRIIDAE			
<i>Holophrya</i> sp.			++
COLEPIDAE			
<i>Tiarina fusus</i> (Clap. Et Lach., 1858)			+
<i>Coleps hirtus</i> (O.F. Müller, 1786) Nitzsch, 1827			++
EUPLOTIDAE			
<i>Euplotes</i> sp.			+
DIDINIIDAE			
<i>Didinium</i> sp.			+
MESODINIIDAE			
<i>Mesodinium rubrum</i> (Lohm., 1908)			+++
<i>Mesodinium pulex</i> (Cl. et Lach., 1858)			+++
<i>Askenasia stellaris</i> Leeg., 1920			++
PLEURONEMATIDAE			
<i>Pleuronema</i> sp.			+
VORTICELLIDAE			
<i>Vorticella anabaena</i> Still, 1940			++
<i>Zoothamnium</i> sp.			+
HALTERIIDAE			
<i>Halteria grandinella</i> (Muller, 1773) Dujardin, 1841			+++
STROMBIDIIDAE			
<i>Laboea strobila</i> (Lohm., 1908)			+
<i>Strombidium conicoides</i> (Leeg., 1915) Kahl, 1932			+++
<i>S. dalum</i> Lynn at al., 1988			++
<i>S. emergens</i> (Leeg.)Kahl, 1932			+++
<i>S. vestium</i> (Leeg., 1915) Kahl			++
<i>Limnostrombidium viride</i> (Stein, 1867) Krainer, 1995			++
<i>Strombidium</i> sp. 1			+
<i>Strombidium</i> sp. 2			+
<i>Rimostrombidium</i> sp.			+++
<i>Loxmaniella oviformis</i> (Leeg., 1915)			+++
STROBILIDIIDAE			
<i>Pelagostrobilidium spirale</i> (Leeg., 1915)			+++
<i>Pelagostrobilidium conicum</i> (Kahl, 1932) Liu, Yi, Lin, Warren & Song			+++
CODONELLIDAE			
<i>Tintinnopsis baltica</i> Brandt, 1896	++	++	++
<i>T. beroidea</i> Stein, 1867 (= <i>T. karajecensis</i> Brandt, 1896; <i>T. parvula</i> Jorg., 1912)**	++	++	++
<i>Tintinnopsis cylindrica</i> Daday, 1887 (= <i>T. davidovi</i> Daday, 1886; <i>T. kofoidi</i> Hada, 1932)**	++	++	+

Таксономические формы	Открытая часть	Таганрогский залив	Темрюкский залив
<i>Tintinnopsis meunieri</i> Kof. et Camp., 1929 (= <i>Codonella relicta</i> Mink., 1905?)* **	++	+	++
<i>Tintinnopsis minuta</i> Wailes, 1925	++	++	++
<i>Tintinnopsis subacuta</i> Jorg., 1899	++	++	++

Примечание. ** – по работе (Dolan, Gavrilova, 2007). *** – К.В.Кренева (2006)

Таблица 2 – Таксономический состав голопланктона

Таксономические формы	Открытая часть	Таганрогский залив	Темрюкский залив
ROTIFERA			
<i>Synchaeta baltica</i> Ehr., 1834	+++	+++	+++
<i>S. vorax</i> Rousselet, 1902	+	+	+
<i>Brachionus quadridentatus quadridentatus</i> Herm., 1783	++	++	++
<i>B. plicatilis</i> Muller, 1786	++	++	++
<i>B. diversicornis</i> Daday, 1883	+	++	++
<i>B. calyciflorus calyciflorus</i> Pallas, 1776	++	++	++
<i>B. angularis angularis</i> Gosse, 1851	–	+	+
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+++	++
<i>Eosphora ehrenbergi</i> Weber et Montet, 1918	+	+	–
<i>Filinia longiseta</i> Ehr., 1834	+	++	++
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof, 1891)	–	++	–
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i> Gosse, 1851	++	++	++
<i>Keratella quadrata quadrata</i> (Muller, 1786)	+	+	++
<i>Keratella valga</i> (Her., 1834)	+	+	+
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr., 1832	–	+	–
<i>Notholca acuminata</i> (Ehr., 1832)	+	+	–
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	+	++	–
<i>Trichocerca marina</i> (Daday, 1890)	+	+	+
CTENOPHORA, TENTACULATA			
<i>Mnemiopsis leidyi</i> A.Agassiz	+++	+++	+++
CTENOPHORA, ATENTACULATA			
<i>Beroe ovata</i> Mayer	+	–	–
CLADOCERA			
<i>Pleopis polyphemoides</i> (Leuck., 1859)	++	+	++
<i>Podonevadne trigona</i> G.O.Sars, 1897	–	+++	–
<i>Cornigerius maeoticus maeoticus</i> (Pengo, 1879)	–	++	–
<i>Cercopagis pengoi</i> (Ostroumov, 1891)	–	+	–
<i>Bosmina longirostris</i> O.F.Muller, 1785	–	+++	+
<i>Diaphanosona brachyurum</i> (Lievin, 1848)	–	++	–
<i>Daphnia longispina</i> O.F.Muller, 1785	–	+	–
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	–	+	–
<i>Rhynchotalona rostrata</i> (Koch, 1841)	–	++	–
<i>Chidorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1785)	–	++	–
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	–	++	–
COPEPODA, CALANOIDA			
<i>Centropages ponticus</i> Karav., 1895	++	+	+
<i>C. spinosus</i> (Kricz., 1873)	+	–	+
<i>Calanipeda aquaedulcis</i> (Kricz., 1873)	++	++	++
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	+++	+++	+++

Таксономические формы	Открытая часть	Таганрогский залив	Темрюкский залив
<i>A. clausi</i> Giesbr., 1889 «малая»	+	–	+
<i>A. clausi</i> Giesbr., 1889 «большая»	–	–	–
<i>Eurytemora affinis</i> (Poppe, 1880)	++	+++	++
<i>E. velox</i> Lill., 1853	–	+	–
<i>E. grimmi</i> G.O.Sars, 1897*	–	+	–
<i>Heterocope caspia</i> G.O.Sars, 1863	–	++	–
COPEPODA, CYCLOPOIDA			
<i>Oithona davisae</i> Ferrari, Orsi (= <i>O. brevicornis f. minor</i> Nishida et al.)*	+	–	+
<i>Cyclopina esilis</i> Brian, 1938	+	–	+
<i>Halicyclops rotundipes rotundipes</i> Kiefer, 1935	+	–	–
<i>H. brevispinosus meridionalis</i> Herbst, 1953	+	–	++
<i>H. magniceps</i> (Lill., 1853)	+	–	–
<i>H. neglectus</i> Kiefer, 1935	+	–	–
<i>Halicyclops</i> sp.	+	–	+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	–	+	+
<i>D. cf. clandestinus</i> (Kief. 1926)	–	+	–
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fish. 1851)	–	+	–
<i>Acanthocyclops americanus</i> (Marsh., 1893)	–	+	+
<i>A. vernalis</i> (Fisch., 1853)	–	+	–
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	–	+	+
<i>C. vicinus</i> Uljan., 1875	–	+	–
<i>Cyclops</i> sp.	+	+	+
COPEPODA, HARPACTICOIDA			
<i>Canuella perplexa</i> T. et A. Scott., 1893	+	–	–
<i>Ectinosoma abrau</i> (Kricz.), 1873	+	++	++
<i>Harpacticus gracilis</i> Claus	–	–	+
<i>Harpacticus</i> sp.	–	–	+
<i>Tisbe</i> sp.	–	–	+
<i>Schizopera</i> sp.	–	+	–
<i>Nitocra lacustris</i> (Schmankevitch, 1875)	–	++	–
<i>Limnocletodes behningi</i> Borutzky, 1926	+	+	+
<i>Onychocamptus mohammed</i> Blanch. et Rich., 1891	+	+	+

Таблица 3 – Таксономический состав меропланктона

Таксономические формы	Открытая часть	Таганрогский залив	Темрюкский залив
POLYCHAETA			
Nephtyidae			
<i>Nephtys hombergii</i> Savigny, 1818	+	–	+
Polynoidae			
<i>Harmothoe</i> spp.	+	–	+
Nereidae			
<i>Alitta succinea</i> (Leuckart, 1847)	++	+	++
<i>Hediste diversicolor</i> (Muller, 1776)	+	–	+
Spionidae			
<i>Microspio mecznikowianus</i> (Claparède, 1868)	+	–	–
<i>Pygospio elegans</i> Claparède, 1863	+	–	+
<i>Polydora ciliata</i> Johnston, 1838	+	–	–
<i>Polydora</i> spp.	+	–	+
Capitellidae			
<i>Capitella capitata capitata</i> (Fabricius, 1780)	–	–	+
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	–	–	+
CIRRIPEDIA			
<i>Amphibalanus improvisus</i> Darwin, 1854	+++	+++	+++
DECAPODA			
Palaemonidae			
<i>Palaemon elegans</i> Rathke, 1837	+	+	–
Callianassidae			
<i>Upogebia pusilla</i> Retagna, 1792	+	–	+
Paguridae			
<i>Diogenes pugilator</i> Roux, 1828	+	–	+
Xanthidae			
<i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Maitl., 1874)	+	++	–
Grapsidae			
<i>Brachynotus sexdentatus</i> , Risso, 1827	+	–	+
GASTROPODA			
Rissoidae			
<i>Rissoa</i> sp.	+	–	–
Bittiidae			
<i>Bittium reticulatum</i> (Costa, 1799)	+	–	+
Nassariidae			
<i>Nassarius reticulatus</i> (Linnaeus, 1758) = <i>Tritia reticulata</i>	+	–	+
<i>Hydrobia acuta</i> (Draparnaud, 1805)	+++	–	+
Pyramidellidae			
<i>Chrysallida</i> sp. (Philippi, 1884)	+	–	+
BIVALVIA			
Mytilidae			
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Lamarck, 1819	+	–	–
<i>Mytilaster lineatus</i> (Gmelin, 1790)	+++	–	++
Dreissenidae			
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	–	++	+
Semelidae			
<i>Abra segmentum</i> (Récluz, 1843)	+	–	–
Cardiidae			
<i>Cerastoderma</i> sp.	+++	++	+
<i>Hypanis</i> sp.	–	+	–
Arcidae			
<i>Anadara inaequalvis</i> (Bruguière, 1789)	+	–	–
Myidae			
<i>Mya arenaria</i> Linnaeus, 1758	+	+	–
HYDROZOA			
<i>Blackfordia virginica</i> Mayer, 1910	–	+	–

Таблица 4 – Таксономический состав и средняя численность (экз./м³) веслоногих раков (Copepoda)

Организм	2003		2004		2005	2006
	Откр. часть	Таганрог залив	Откр. часть	Керчен. пролив	Откр. часть	Генрюк залив
CALANOIDA						
<i>Paracalanus parvus</i> (Claus, 1863)	–	–	–	12	–	–
<i>Centropages ponticus</i> Karav., 1895	1395	0.07	307	144	548	36
<i>C. spinosus</i> (Kricz., 1873)	55	–	8	–	–	4
<i>C. kroyeri</i> Giesbr., 1893	–	–	–	12	–	–
<i>Calanipeda aquaedulcis</i> (Kricz., 1873)	3884	4206	1950	–	417	1166
<i>Acartia tonsa</i> Dana, 1849	21092	37681	2367	1392	19870	17500
<i>A. clausi</i> Giesbr., 1889 “малая”	20	–	–	–	–	4
<i>A. clausi</i> Giesbr., 1889 “большая”	–	–	–	1296	–	–
<i>Eurytemora affinis</i> (Poppe, 1880)	62	2444	464	–	2.5	1400
<i>E. velox</i> Lill., 1853	–	4	–	–	–	–
<i>E. grimmi</i> G.O.Sars, 1897	–	112	–	–	–	–
<i>Heterocope caspia</i> G.O.Sars, 1863	–	139	–	–	–	–
CYCLOPOIDA						
<i>Oithona similis</i> Claus, 1863	–	–	–	12	–	–
<i>Oncaea</i> sp.	–	–	–	0.1	–	–
<i>Cyclopina esilis</i> Brian, 1938	–	–	–	–	0.07	0.3
<i>Halicyclops rotundipes</i> Kiefer, 1935	0.1	–	–	–	–	–
<i>H. brevispinosus meridionalis</i> Herbst, 1953	0.1	–	–	–	–	1100
<i>H. magniceps</i> (Lill., 1853)	0.1	–	–	–	–	–
<i>H. neglectus</i> Kiefer, 1935	0.1	–	–	–	–	–
<i>Halicyclops</i> sp.	–	–	0.4	8	–	66
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	–	0.25	–	–	–	0.5
<i>D. cf. clandestinus</i> (Kief. 1926)	–	0.1	–	–	–	–
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fish. 1851)	–	0.1	–	–	–	–
<i>Acanthocyclops americanus</i> (Marsh., 1893)	–	0.6	–	–	–	0.3
<i>A. vernalis</i> (Fisch., 1853)	–	0.5	–	–	–	–
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	–	0.4	–	–	–	0.3
<i>C. vicinus</i> Uljan., 1875	–	0.4	–	–	–	–
<i>Cyclops</i> sp.	5.6	0.65	–	–	0.07	0.66
HARPACTICOIDA						
<i>Canuella perplexa</i> T. et A. Scott., 1893	0.9	–	–	0.3	–	–
<i>Ectinosoma abrau</i> (Kricz.), 1873	1.3	0.8	0.1	12	0.3	1154
<i>Harpacticus gracilis</i> Claus	–	–	–	6	–	–
<i>Harpacticus</i> sp.	–	–	–	0.6	–	–
<i>Tisbe</i> sp.	–	–	–	1.5	–	–
<i>Schizopera</i> sp.	–	0.1	–	–	–	–
<i>Nitocra lacustris</i> (Schmankevitsch, 1875)	–	0.8	–	–	–	–
<i>Limnocletodes behningi</i> Borutzky, 1926	–	0.4	0.1	–	0.07	0.6
<i>Onychocamptus mohammed</i> Blanch. et Rich., 1891	0.8	0.5	0.2	3	0.2	10