

ГОСУДАРСТВЕННОЕ АГЕНТСТВО РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА УКРАИНЫ
ЮЖНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ МОРСКОГО
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ
KERCHENSKIY GORODSKOY SOVET
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ЮЖНЫХ МОРЕЙ НАЦИОНАЛЬНОЙ АКАДЕМИИ НАУК УКРАИНЫ
МОРСКОЙ ГИДРОФИЗИЧЕСКИЙ ИНСТИТУТ НАЦИОНАЛЬНОЙ АКАДЕМИИ НАУК УКРАИНЫ
ФГУП «ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ»
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ
ЮЖНЫЙ НАУЧНЫЙ ЦЕНТР РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
ИНСТИТУТ ЗООЛОГИИ АКАДЕМИИ НАУК МОЛДОВЫ

МАТЕРИАЛЫ
VII МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
**«СОВРЕМЕННЫЕ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ
И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА»**

ТОМ 1

г. Керчь, 20 - 23 июня 2012 г.

Керчь – 2012

УДК 639.2/.3+574.5(262.5+262.54)

Главный редактор:
кандидат географических наук
О. А. ПЕТРЕНКО

Редакционная коллегия:
доктор биологических наук **Н. П. Новиков**
доктор географических наук **В. А. Брянцев**
доктор географических наук **П. Д. Ломакин**
кандидат биологических наук **В. А. Шляхов**
кандидат биологических наук **Л. И. Булли**
кандидат географических наук **Б. Г. Троценко**
А. А. Соловьевников
В. Н. Туркулова

Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона : материалы VII Международной конференции. Керчь, 20-23 июня 2012 г. – Керчь: ЮгНИРО, 2012. – Т. 1. – 300 с.

В первом томе материалов конференции публикуются доклады по изучению и использованию водных биоресурсов Азово-Черноморского бассейна, океанологическим исследованиям и состоянию бассейна в условиях антропогенного воздействия.

Сучасні рибогосподарські та екологічні проблеми Азово-Чорноморського регіону : матеріали VII Міжнародної конференції. Керч, 20-23 червня 2012 р. – Керч: ПівденНІРО, 2012. – Т. 1. – 300 с.

У першому томі матеріалів конференції опубліковано доповіді з вивчення і використання водних біоресурсів Азово-Чорноморського басейну, океанологічних досліджень та стану басейну в умовах антропогенного впливу.

Current fishery and environmental problems of the Azov-Black Sea Region : materials of VII International Conference. Kerch, 20-23 June 2012. – Kerch: YugNIRO Publishers', 2012. – V. 1. – 300 p.

Volume 1 of the Conference proceedings contains reports on studying and use of the Azov-Black Sea basin aquatic bioresources, oceanologic research and state of the basin in conditions of anthropogenic impact.

© АВТОРСКОЕ ПРАВО

Исключительное право на копирование данной публикации или какой-либо её части любым способом принадлежит ЮгНИРО.

По вопросу возможности копирования для некоммерческих целей обращаться по адресу: ЮгНИРО, ул. Свердлова, 2, г. Керчь, 98300, Автономная Республика Крым, Украина.

Телефон (приемная): +380 6561 21012

Факс: +380 6561 6-16-27

E-mail: yugniro@kerch.com.ua

<http://yugniro.in.ua>

УДК 341.24:639.2.055(262.5)

**МЕЖДУНАРОДНЫЕ НАУЧНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МОРСКИХ
БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ И МОРСКОЙ СРЕДЫ КАК ОСНОВА
УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ ЧЕРНОМОРСКОГО
РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО КОМПЛЕКСА**

М. И. Куманцов, Т. В. Страхова

Федеральное Государственное Унитарное Предприятие «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» (ВНИРО)

Совместное использование водного пространства и ресурсов Черного моря всеми странами черноморского региона обуславливает необходимость реализации совместных международных мер, закрепленных законодательно и направленных на сохранение и восстановление водных биологических ресурсов Черного моря и среды их обитания. Решение этих задач возможно только на основе комплексного научного подхода и объединения усилий на уровне всех заинтересованных научно-исследовательских учреждений и организаций, представителей администрации, органов охраны окружающей среды и природных ресурсов, рыбохозяйственных организаций всех причерноморских государств. Интересы причерноморских стран в сфере рыбного хозяйства должны рассматриваться на межправительственном уровне в рамках специализированной Черноморской комиссии. Первоочередной задачей становится создание общей международной информационно-статистической и методологической базы научных исследований, проведение международных научных и экспедиционных исследований, совместные публикации и конференции, согласование позиций и обоснований научно-исследовательской деятельности и ее результатов при проведении тематических рабочих групп, совместная подготовка и стажировка специалистов. Такой подход позволит в полной мере реализовать стратегию устойчивого развития черноморского рыболовственного комплекса в современных социально-экономических и геополитических условиях. Все совместные международные наработки должны послужить основой для развития рыбного хозяйства и улучшения качества рыболовства во всех причерноморских странах.

Ключевые слова: комплексный научно-исследовательский подход, водные биологические ресурсы, международное сотрудничество, специализированная комиссия по рыболовству Черного моря

Введение

Черное море – морской бассейн с уникальным гидрологическим, гидрохимическим режимом и гидробиологической структурой. Это важный промысловый район для причерноморских государств: Российской Федерации, Украины, Болгарии, Румынии, Турции и Грузии. В прибрежных районах рыболовство и аквакультура традиционно играют важную роль в социально-экономическом благополучии регионов, являясь основой для развития торговли и рекреационного хозяйства, гарантируя населению обеспечение продовольствием и рабочими местами.

За последние полвека экосистема Черного моря претерпела значительные структурные изменения, связанные с серьезной антропогенной нагрузкой на акваторию. Нарушение естественного гидрологического режима крупных рек, создание плотин и водохранилищ, промышленное, сельскохозяйственное и бытовое загрязнение морского бассейна, развитие газо- и нефтедобычи, строительство и прокладка газо- и нефтепроводов по дну Черного моря, увеличивающиеся объемы морских перевозок нефти и целый ряд других факторов, привели к изменению гидрохимического режима Черноморского бассейна и созданию угрозы экологической безопасности региона. Изменение гидрохимических параметров повлияло на гидробиологическую структуру морских сообществ на всех уровнях трофической цепи – от первичных продуцентов до ценных промысловых видов гидробионтов. Сыревая база рыбного хозяйства в Черном море имеет ряд особенностей, связанных с сезонностью промысла, подвижностью водных биологических ресурсов (ВБР), ограничением ареала обитания ВБР за счет наличия обширной сероводородной зоны, сложностью прогнозирования запасов ВБР и научного обоснования определения рациональной доли их изъятия без ущерба для воспроизводства. Достаточно остро стоит проблема незаконного, несообщаемого и нерегулируемого промысла (ННН-промысла) в Черном море.

Использование водного пространства и ресурсов Черного моря всеми странами черноморского региона обуславливает необходимость реализации совместных международных мер, закрепленных законодательно и направленных на сохранение и восстановление водных биологических ресурсов Черного моря и среды их обитания. Решение этих задач возможно только на основе комплексного научно-исследовательского подхода и объединения усилий на уровне всех заинте-

ресурсов научно-исследовательских учреждений и организаций, представителей администрации, органов охраны окружающей среды и природных ресурсов, рыбохозяйственных организаций всех причерноморских государств.

Развитие международных отношений в сфере науки и рыболовства на Черном море

Для понимания сложности проблемы, целесообразно рассмотреть развитие международных отношений в сфере науки и рыболовства на Черном море за последние 50 лет. К 70 - 80-м годам 20-го века в Союзе Советских Социалистических Республик, которому принадлежало 2/3 акватории черноморского бассейна, была создана эффективная система управления рыбным хозяйством, благодаря наличию хорошо организованной координирующей структуры, обеспечивающей его функционирование. Эта структура состояла из управляемых организаций (в т. ч. океанического рыболовства, промразведки, рефрижераторных флотов); рыбакколхозсоязов; рыболовецких колхозов; научно-исследовательских организаций рыбохозяйственного направления (Всесоюзный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии, (ВНИРО, г. Москва), Азово-Черноморский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и промысловой океанографии (АзЧерНИРО, г. Керчь, переименован в ЮГНИРО в 1988 г.), Одесский и Батумский филиалы АзЧерНИРО, Севастопольское экспериментально-конструкторское бюро подводных исследований (СЭКБП, г. Севастополь), Центральное конструкторское техническое бюро (ЦКТБ, г. Севастополь). В Азовском и Черном морях СССР ежегодно проводилось 15 - 20 научно-исследовательских и поисковых экспедиций. ВНИРО, обладая собственными научно-исследовательскими судами, организовывал и регулярно проводил Черноморские приборно-методические рейсы, в частности на НПС «Академик Книпович» (рис. 1).



Рисунок 1 – НПС «Академик Книпович»

Необходимость таких рейсов была вызвана внедрением в практику отраслевых экспедиционных работ такой новой океанологической аппаратуры, как: погружаемые СТД-зонды и другие измерители параметров водной среды, автоматические пробоотборники, а также лабораторные гидрохимические анализаторы. Полученные в экспедиции материалы и их анализ послужили основой

для дальнейших работ по развитию средств и методов исследования биопродуктивности Мирового океана. Кроме того, результаты проведенных работ свидетельствовали о том, что в технической вооруженности океанографических рыбохозяйственных исследований достигнут уже достаточно высокий уровень [2, 3]. Также НПС «Академик Книпович» проводились совместные с ФАО рейсы в отдельные районы Черного моря: 1967 г. – Стамбул, Варна, Одесса; 1968 г. – Черное и Средиземное моря (Неаполь, Алжир); 1989 г. – Варна.

СССР, Народная Республика Болгария и Социалистическая Республика Румыния регулярно проводили совместные комплексные научные исследования, охватывающие всю акваторию Черного моря, в рамках межправительственных соглашений, которые были направлены на координацию согласованных мероприятий по регулированию рыболовства и развитию рыбоводства в Черном море: Соглашение между Правительствами СССР, Народной Республики Болгарии и Румынской Народной Республики о рыболовстве на Черном море (7 июля 1959 г.); Соглашение между Правительствами СССР и Социалистической Румынской Республики о сотрудничестве в области рыбного хозяйства (3 февраля 1978 г.); Соглашение между Правительствами СССР и Народной Республики Болгарии о взаимном промысле хамсы и шпрота в территориальных водах обеих стран в Черном море (3 октября 1978 г.) [6].

Ежегодно собирались межправительственные комиссии, которые проводили совместные совещания по результатам научных исследований и разрабатывали рекомендации и меры по развитию рыбного хозяйства в Черном море. Так, в 1961 г. на заседании межправительственной комиссии СССР, Народной Республики Болгарии и Социалистической Румынской было принято решение 2 раза в год проводить обмен научными данными между научно-исследовательскими институтами стран по гидрологии, кормовой и сырьевой базе, данными о характере хода некоторых видов рыб по определенным районам Черного моря. Кроме того, ежегодно по инициативе ФАО (UN FAO, Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН) в СССР проводились семинары по различным вопросам рыболовства, в т. ч. 3-й семинар ФАО «Поведение рыб в зоне орудий лова» проходил в 1967 г. в Батуми.

Таким образом, до начала 90-х годов 20-го столетия, в Азово-Черноморском бассейне существовала отлаженная система международного взаимодействия в сфере рыболовства, которая координировала деятельность всех причерноморских стран (за исключением Турции): СССР, Румынии, Болгарии, а также союзных республик – Грузии и Украины, входящих в состав СССР и имеющих выход к Черному морю.

После распада СССР изменилась геополитическая ситуация и территориальные границы причерноморских государств, в т. ч. протяженность береговой линии и морских границ. Претерпела реструктуризацию экономика причерноморских регионов, наиболее сильные изменения произошли в рыбохозяйственном комплексе. Объемы вылова рыбы и тенденции развития промысла в Черном море, наглядно иллюстрируются официальными данными ФАО (Продовольственная и сельскохозяйственная организация Объединенных Наций) с 1950 по 2004 гг. (рис. 2) [7].

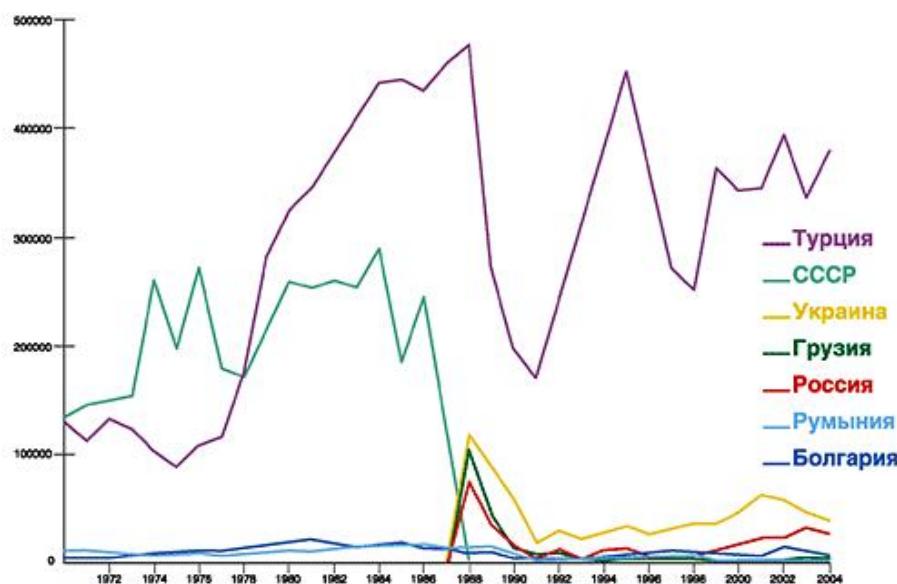


Рисунок 2 – Вылов рыбы в Черном море (т) разными странами, по официальным данным UN FAO

стран. Рыбный промысел с начала 90-х годов становится почти исключительно турецким (до 80 % всех промысловых объектов в Черном море добывается Турцией). В остальных странах Причерноморья рыболовство перестает быть значимой частью экономики прибрежных районов.

С начала 90-х по настоящее время был заключен ряд двусторонних международных соглашений по вопросам рыболовства в Черном и Азовском морях. Соглашение между Правительством РФ и Украиной о сотрудничестве в области рыбного хозяйства (от 24 сентября 1992 г.) [5] предусматривало сотрудничество в сфере разработки и координации рыбохозяйственной политики и практической деятельности с целью исследования, оптимального использования и сохранения живых ресурсов Мирового океана, в т. ч. Черного и Азовского морей. В 1996 г. российская и украинская стороны совместно приняли новую редакцию Соглашения, согласно которой была учреждена российско-украинская комиссия по сотрудничеству в области рыбного хозяйства, сессии которой должны проводиться ежегодно поочередно на территориях Российской Федерации и Украины. Последние годы Комиссия собирается на сессии нерегулярно.

Хорошим примером продуктивного сотрудничества в сфере рыболовства является Соглашение между Комитетом РФ по рыболовству и Государственным Комитетом Украины по рыбному

С конца 1970-х годов основную часть этих уловов составляют мелкосельевые рыбы и хамса, мигрирующая рыба, жизненный цикл которой осуществляется вдоль побережья всех Черноморских стран. Наиболее плотные скопления хамсы формируются у берегов Грузии и Турции, в районах зимовки, где и происходит ее массовый вылов. Турция, добывая свыше 200 тыс. т хамсы ежегодно, снижает численность вида в зоне ответственности других

хозяйству и рыбной промышленности по вопросам рыболовства в Азовском море от 14 сентября 1993 г. [5]. Это межведомственный международный договор, на основании которого регулируется рыболовство в бассейне Азовского моря. Была учреждена российско-украинская комиссия с целью содействия реализации данного Соглашения по вопросам координации совместной рыбохозяйственной политики Украины и России в Азовском море. Комиссия успешно и эффективно работает, на сессиях согласовываются общедопустимые объемы вылова ВБР и распределяются их национальные квоты; устанавливаются ежегодные режимы промысла в Азовском море; обсуждается принятие различных рыбоохраных мер; согласовываются экспортные квоты Украины и России по осетровым видам рыб, являющимся объектами Конвенции СИТЕС.

Кроме перечисленных международных договоров по вопросам рыболовства в Азово-Черноморском бассейне между Россией и Украиной, в настоящее время разработан проект Соглашения между правительством РФ и Украины по рыболовству в Азовском море и проводится работа по его согласованию с соответствующими министерствами и ведомствами.

В 1993 г. заключено Соглашение между Правительством Украины и Правительством Республики Болгарии о сотрудничестве в сфере рыболовства [5].

В октябре 2009 г. был подписан Меморандум между Федеральным агентством РФ по рыболовству и Министерством сельского хозяйства Абхазии [4], касающийся активизации сотрудничества в сфере рыболовства между двумя государствами. Этот документ не является международным договором и не имеет обязательной силы, но на его основании планируется заключение соглашения между правительствами России и Абхазии о сотрудничестве в области рыбного хозяйства. Предполагается, что это Соглашение будет нацелено на сохранение, воспроизводство и оптимальное использование водных ресурсов Черного моря, предотвращение и устранение ННН-промышленства, проведение рыбохозяйственных исследований и реализацию научно-технических программ, разработку современных проектов по добыче ВБР, их переработке и реализации, подготовку кадров и по другим направлениям.

Помимо межправительственных соглашений в сфере рыболовства на Черном море можно отметить ряд важных международных соглашений в области охраны окружающей среды: Соглашение между Правительством СССР и Правительством Румынии о сотрудничестве в области охраны окружающей среды (апрель, 1991 г.); Соглашение между Правительством Республики Болгария и Правительством Румынии в области охраны окружающей среды (декабрь, 1991 г.); Соглашение между Правительством Российской Федерации и Правительством Республики Болгарии в области охраны окружающей среды (август, 1998 г.); Соглашение между Правительством Республики Болгария и Правительством Республики Турция о сотрудничестве в сфере охраны окружающей среды (апрель, 2004 г.); Соглашение между Министерством окружающей среды и водных ресурсов Республики Болгария и Министерством охраны окружающей природной среды Украины о сотрудничестве в сфере охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов (январь, 2003 г.); Соглашение между Министерством окружающей среды и водных ресурсов Республики Болгария и Министерством экологии и управления водными ресурсами Румынии о сотрудничестве в сфере водного хозяйства (ноябрь 2004); Соглашение между правительством Румынии и Правительством Украины о сотрудничестве в сфере рационального использования пограничных водных ресурсов (сентябрь, 1997 г.); Соглашение между Правительством Румынии и Правительством Республики Турция о сотрудничестве в сфере охраны окружающей среды (сентябрь, 2001 г.); Соглашение о сотрудничестве в области охраны окружающей среды между Правительством Грузии и Правительством Республики Турция (1997 г.).

В черноморском регионе с 1992 г. работает Черноморская комиссия (The Black Sea Commission) в которую входят Болгария, Грузия, Румыния, Российская Федерация, Турция и Украина. Этими странами была подписана и ратифицирована Конвенция о Защите Черного Моря от Загрязнения и создана Комиссия по Защите Черного Моря от Загрязнения (The Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution), которая реализует положения Конвенции и Черноморский Стратегический План Действий (Strategic Action Plan for the Environmental Protection and Rehabilitation of the Black Sea). Основная цель Конвенции о Защите Черного Моря от Загрязнения – предотвращение, снижение и контроль загрязнения в Черном море с целью защиты и сохранения морской среды, обеспечение правовой основы сотрудничества и согласованных мер для выполнения этих обязательств [6].

Основные проблемы и пути их решения в сфере международного сотрудничества по вопросам науки и рыболовства на Черном море

Анализ основных нормативных актов, касающихся рыболовства и охраны среды и ресурсов в черноморском регионе позволяет сделать выводы об отсутствии единой правовой базы для разви-

тия рыбохозяйственного сектора экономики и регулирования рыболовства. Очевидно, что развитие региона зависит от совместных усилий и сотрудничества шести причерноморских стран. К сожалению, до сих пор в области рыболовства нет единого соглашения между Россией, Турцией, Болгарией, Румынией, Украиной и Грузией. Сейчас развитию черноморского региона уделяется недостаточное внимание, проблемы игнорируются. Слабое взаимодействие научно-исследовательских институтов при проведении научных исследований приводит к отсутствию оперативного обмена полученными данными по абиотическим и биотическим показателям среды обитания ВБР и не позволяет разрабатывать действенные меры регулирования промысла и управления природопользованием в регионе. Комплексные экосистемные исследования, которые бы охватывали большую часть акватории Черного моря, не проводятся более 20 лет. Такой подход не может обеспечить полноценного развития рыбопромышленного сектора экономики на Черном море.

Причерноморские государства в основном проводят научные исследования в своих прибрежных зонах в рамках региональных программ, направленных на решение частных задач и реализацию национальных интересов. Действия национальных научно-исследовательских учреждений не согласованы и разрознены. Специализированные отраслевые институты рыболовства и промысловой океанографии есть только в России и Украине. Причерноморскими странами предпринимаются попытки решения проблем рыболовства и аквакультуры в субрегионах силами научно-исследовательских институтов и заинтересованных организаций, но собственных ресурсов (финансовых, технических, методических и т. д.), явно недостаточно.

Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии (ВНИРО) является головным институтом рыбной отрасли в Российской Федерации, обеспечивающим научное сопровождение текущей деятельности и развития рыбного хозяйства путем осуществления комплексных мер в целях достижения долгосрочного сохранения и рационального использования водных биоресурсов. ВНИРО сотрудничает с российскими академическими научно-исследовательскими институтами и координирует работу бассейновых региональных институтов, в том числе в Черном море, тесно взаимодействуя с Азовским научно-исследовательским институтом рыбного хозяйства (АЗНИИРХ), который отвечает за проведение комплексных сырьевых и природоохранных исследований в Азово-Черноморском регионе. У ВНИРО есть филиал на побережье Черного моря в Краснодаре (Краснодарский филиал ВНИРО), на базе которого институт реализует различные научно-исследовательские проекты в черноморском регионе. ВНИРО в рамках своей компетенции предлагает развивать программы совместных международных исследований, реализация которых могла бы послужить прочной базой для обеспечения устойчивого функционирования рыбного хозяйства Черного моря. Обладая богатым опытом проведения мониторинговых исследований, ВНИРО на протяжении нескольких последних лет проводит работу по объединению интересов научно-исследовательских институтов черноморских стран для повышения эффективности научно-исследовательских работ. ВНИРО подготовлены и подписаны меморандумы о взаимопонимании относительно развития сотрудничества в области сохранения, управления и рационального использования морских биологических ресурсов со следующими институтами: Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (АЗНИИРХ), Россия; Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства (ЮГНИРО), Украина; Национальный институт морских исследований и развития (RMRI), Румыния; Институт океанологии, Болгария. Меморандум с турецким Караденизским техническим университетом, факультетом морских наук находится в процессе подписания.

Такие соглашения между научно-исследовательскими институтами, несомненно, способствуют улучшению качества научных работ. На их основе можно проводить совместные исследования, обмениваться опытом, стандартизировать методики. Учеными ВНИРО успешно реализуется программа мониторинга экологической ситуации в Керченском проливе совместно с коллегами из ЮГНИРО. Проводились экологические исследования черноморского побережья вместе с АЗНИИРХ. В соавторстве с румынскими и болгарскими коллегами готовится ряд научных публикаций. Планируется совместная гидроакустическая съемка на борту болгарского научно-исследовательского судна с привлечением российских специалистов из ВНИРО. Основная проблема, которая возникает при реализации таких проектов – дефицит финансирования, отсутствие постоянной долгосрочной основы исследований, неопределенный правовой статус такого взаимодействия.

Выходом из создавшейся ситуации может послужить создание специализированной координирующей структуры по Черному морю. На сегодняшний день ни одна из организаций, компетенция которых распространяется на черноморский регион, не отвечает предъявляемым требованиям и не может эффективно решать текущие и перспективные задачи рыболовства и рыбозаготовки.

ственной науки. Генеральная Комиссия по Рыболовству в Средиземноморском регионе (General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM)), пожалуй, единственная организованная структура, которая, несмотря на целый ряд недостатков в своей работе, хотя бы в какой-то мере ориентирована на проблемы Черного моря. Комиссия была учреждена Конференцией ФАО в 1949 г. и вступила в силу в 1952. GFCM включает 23 государства-члена. Основными целями Комиссии являются развитие, сохранение, рациональное управление и улучшение использования морских биоресурсов и развитие аквакультуры в Средиземном и Черном морях. Из причерноморских государств только половина является членами GFCM – Болгария, Румыния и Турция. Россия, Украина и Грузия участвуют в сессиях организации только в качестве наблюдателей. Ежегодно проводится сессия Генеральной Комиссии по Рыболовству в Средиземном и Черном море. В межсессионный период GFCM работает посредством своих комитетов: Научно-консультативного комитета (SAC), Комитета по Аквакультуре (CAQ), Комитета по надзору и контролю (CoC), Комитета по управлению и финансам (CAF) и их филиалов. GFCM также имеет совместные проекты субрегионального и регионального уровня, которые способствуют расширению научного сотрудничества и наращиванию потенциала в участвующих странах в соответствии с приоритетами и стратегиями GFCM. Кроме того, Комиссия сотрудничает и с другими международными организациями в пределах взаимного интереса [1]. Работа данной организации очень формализована и бюрократизирована, вся деятельность в основном направлена на решение проблем Средиземноморского региона. Бюджет GFCM ограничен и в основном распределяется на проекты по Средиземному морю. Проблемам Черного моря традиционно уделяется недостаточное внимание, финансирование региональных проектов осуществляется по остаточному принципу. О недопустимости такого подхода неоднократно говорили наблюдатели из ВНИРО. На состоявшейся в Марселе в феврале 2011 года 13 сессии научно-консультативного совета (SAC) Генеральной комиссии по рыболовству в Средиземном море (GFCM), представители черноморских стран выступили с предложением к SAC о включении в краткосрочный рабочий план особых положений, которые бы послужили основой для совершенствования опыта управления рыболовством черноморского региона. В рамках этого предложения, на ежегодном заседании SAC GFCM в мае 2011 г. было принято решение организовать рабочую группу по содействию научно-консультативному совету комиссии в разработке научных рекомендаций по управлению рыболовством в Черном море, развитию международного и регионального сотрудничества в научно-исследовательской сфере по различным проблемам Черного моря, что явилось первым шагом на пути решения Черноморского вопроса. В январе 2012 г. в Государственном Институте Морских Исследований и Развития им. Григора Антипа (NIMRD), Констанца, Румыния, состоялось первое заседание Рабочей Группы по Черному морю (WGBS) GFCM. К участию в первом заседании Рабочей Группы WGBS GFCM были приглашены ученые и эксперты (в т. ч. представители ВНИРО) 6 сопредельных стран черноморского региона (Болгария, Грузия, Румыния, Россия, Турция, Украина), а также представители организаций и учреждений, заинтересованных в развитии черноморского региона. Участниками заседания были определены направления развития черноморского региона и будущие приоритетные сферы деятельности в области международных совместных исследований, регионального сотрудничества, объединяющего организации со схожими интересами. Были вынесены предложения по стратегии развития механизмов управления промыслом и развитию аквакультуры, на основе комплексного экосистемного подхода. Основное внимание рекомендовано уделить усилению информационной поддержки научных исследований, дополнению и обновлению существующих баз данных по промысловым судам, запасам морских биологических ресурсов и состоянию среды их обитания, совершенствованию методов сборов информации. Решено разработать единые методологические подходы к промысловым и аквакультурным исследованиям, проводить совместное обучение специалистов по различным исследовательским направлениям, развивать и поддерживать текущие научно-исследовательские проекты. Результатом первого заседания WGBS GFCM стала разработка перспективного среднесрочного и краткосрочного плана работы группы. В рамках среднесрочного планирования определена необходимость проведения совместных международных комплексных научно-исследовательских работ при участии всех сопредельных стран черноморского региона. Остался открытым вопрос финансирования работы группы, поскольку секретариат GFCM не определил его объемы и сроки поступления.

Несмотря на все предпринятые шаги, проблему развития черноморского региона нельзя решить только в рамках работы отдельных научно-исследовательских институтов и силами общественных организаций. На 14 сессии SAC GFCM, в январе 2012 г. в Болгарии представители

ВНИРО предложили предпринять усилия для создания международной комиссии, способствующей развитию черноморского региона, взяв за основу структуру GFCM. Это должна быть принципиально новая региональная координирующая структура в области рыболовства, науки и экологии на Черном море, функционирующая на долгосрочной основе с постоянным финансированием. Это предложение обсуждалось на совместном совещании, в котором приняли участие члены и координаторы Рабочей группы по Черному морю, представители Евросоюза, ФАО, председатель и исполнительный секретарь Секретариата GFCM. Такое реформирование структуры GFCM позволило бы более эффективно работать в направлении развития черноморского региона. Небольшое число потенциальных участников такой комиссии (всего 6 стран вместо 23), общность интересов и территориальная близость позволяют сократить организационные расходы и расходы по содержанию обширного штата сотрудников секретариата, целесообразно распоряжаться бюджетом. К сожалению, это предложение не нашло поддержки у Секретариата в силу понятных субъективных причин.

Интересы причерноморских стран в сфере рыбного хозяйства должны рассматриваться на межправительственном уровне в рамках специализированной черноморской комиссии. Существует положительный международный опыт реализации рыбохозяйственной политики в зонах взаимодействия нескольких государств, который может послужить хорошей основой для создания международной комиссии по вопросам рыболовства и экологии на Черном море. Примерами такого успешного сотрудничества является работа таких международных организаций как НЕАФК, ИКЕС и НАФО. НЕАФК – Комиссия по рыболовству в Северо-Восточной Атлантике (NEAFC, The North-East Atlantic Fisheries Commission) осуществляет регулирование промысла ценных трансграничных промысловых объектов и разрабатывает подходы к механизму управления их запасами. Членами НЕАФК являются: Россия, Норвегия, Исландия, Фарерские о-ва, Польша и страны ЕЭС. ИКЕС – Международный Совет по Изучению Моря (ICES, The International Council for the Exploration of the Sea) является основной международной организацией ученых, в рамках которойрабатываются научно-обоснованные рекомендации по эксплуатации биологических ресурсов Северной Атлантики. НАФО – Организация по рыболовству в Северо-Западной Атлантике (NAFO, Northwest Atlantic Fisheries Organization), осуществляет регулирование промысловых запасов Северо-Западной Атлантике. Перечисленные организации координируют международные научные исследования. В рамках их компетенции функционируют постоянные рабочие группы, рассматривающие широкий круг проблем, связанных с изучением промысловых ресурсов и их рациональным использованием, предлагающие рекомендации по эксплуатации промысловых запасов, на которые опираются решения международных рыболовных организаций, формируются квоты, разрабатываются правила рыболовства. Еще один положительный пример эффективной организационной структуры в сфере рыболовства – Российско-Украинская Комиссия по вопросам рыболовства в Азовском море, рассмотренная выше. Так же необходимо использовать положительный опыт работы GFCM в Средиземноморском регионе, но не в рамках этой организации, а посредством создания специализированной международной комиссии по развитию рыболовства и рыбной промышленности региона, имеющей возможности финансовой поддержки научных исследований в Черном море, функционирующей на основании межправительственных соглашений.

Заключение

Первоочередной задачей в рамках международного взаимодействия в области научных исследований и рыболовства на Черном море становится создание общей международной информационно - статистической и методологической базы научных исследований, проведение совместных научных и экспедиционных исследований, совместные публикации и конференции, согласование позиций и обоснований научно-исследовательской деятельности и ее результатов при проведении тематических рабочих групп, совместная подготовка и стажировка специалистов. Назрела объективная необходимость разработать адекватные правила и меры регулирования промысла и осуществлять контроль за их соблюдением в соответствии с международными договоренностями и национальным законодательством в области охраны и использования ВБР и среды их обитания. Такой подход позволит в полной мере реализовать стратегию устойчивого развития черноморского рыбохозяйственного комплекса на основе международного сотрудничества в сфере научных исследований, формирующих базу для разработки мер по рациональному использованию, сохранению и реабилитации водных биологических ресурсов в современных социально-экономических и geopolитических условиях. Все совместные международные наработки должны

послужить основой для развития рыбного хозяйства и улучшения качества рыболовства во всех причерноморских странах.

Литература

1. *Бекяшев К.А., Бекяшев Д.К.* Правовой статус и деятельность Генеральной комиссии по рыболовству в Средиземном море и рекомендации по сотрудничеству российской федерации с этой организацией // Евразийский юридический журнал. – 2011. – № 9 (40). – С. 25 - 31.
2. *Ерофеев П.Н., Понаморева Л.С.* Второй приборно-методический рейс НПС «Академик Книпович» : Экспресс-информация // Промысловая океанология и подводная техника : вып. 1 (дополнительный). – М.: ЦНИИГЭИРХ, 1973. – С. 1 - 10.
3. *Ерофеев П.Н., Понаморева Л.С.* Результаты третьей приборно-методической экспедиции НПС «Академик Книпович» : Экспресс-информация // Промысловая океанология : вып. 1 (дополнительный). – М.: ЦНИИГЭИРХ, 1974. – С. 1 - 11.
4. *Рыбохозяйственный потенциал Абхазии получит развитие.* – РИА Fishnews.ru. – <http://www.fishnews.ru/news/10235>.
5. *Справочно-правовая система «Право.ру» : Единая поисковая база документов.* – <http://docs.pravo.ru>.
6. *Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution* : международная конвенция, апрель, 1992. – Официальная страница организации «The Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution». – http://www.blacksea-commission.org/_convention.asp.
7. *Main AQUASTAT country database* : Электронная база данных. – ФАО, 2012. – <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm>.

УДК: 597(261.24+262)

СРАВНЕНИЕ ИХТИОФАУН БАЛТИЙСКОГО, АЗОВСКОГО И ЧЕРНОГО МОРЕЙ (ВНУТРЕННИЕ ОПРЕСНЕННЫЕ ВОДОЕМЫ АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНА)

А. Г. Архипов, М. М. Хлопников

Федеральное Государственное Унитарное Предприятие «Атлантический научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» (ФГУП «АтлантНИРО»)

В работе приводятся сравнение и анализ сходства ихтиофаун Балтийского, Азовского и Черного морей. Эти моря являются внутренними опресненными водоемами бассейна Атлантического океана. Цель исследования заключалась в анализе данных по видовым составам ихтиофаун трех морей и сравнении имеющихся материалов с помощью коэффициента видового сходства Соренсена. Показано, что наиболее близки по видовому сходству ихтиофауны смежных акваторий Черного и Азовского морей (57,1 %), наименее близки ихтиофауны Балтийского и Черного морей (33,8 %), ихтиофауны Азовского и Балтийского морей занимают промежуточное положение между рассматриваемыми водоемами (39,1 %).

Ключевые слова: ихтиофауна, коэффициента видового сходства Соренсена, Балтийское море, Азовское море, Черное море

В предлагаемой работе приводятся сравнение и анализ сходства ихтиофаун Балтийского, Азовского и Черного морей. Общим для этих морей является то, что они – внутренние опресненные водоемы бассейна Атлантического океана. Нами сопоставлялись видовые составы рыб в морях, где учеными разных стран ведутся многолетние комплексные исследования водных биологических ресурсов и среды их обитания, и накоплен большой материал по видовым составам и экологическим особенностям ихтиофаун.

Балтийское море – мелководный, полузамкнутый, сильно опресненный водоем, далеко вдающийся в сушу. Соленость моря по акватории меняется в значительных пределах и увеличивается с северо-востока (2 - 3 %) на юго-запад (до 20 %). В центральной части моря соленость порядка 10 - 13 %. Поверхностная температура воды в центральных районах моря летом достигает 17,5 °C, зимой опускается до 1,5 - 2 °C. Более мелководные южные и юго-западные части моря имеют в основном boreальную фауну, а более глубокие северные и северо-восточные – фауну с арктическим комплексом [3, 4, 15].

Азовское море относится к плоским морям и представляет собой мелководный водоем с невысокими береговыми склонами, являясь, по сути, большим заливом или лагуной. По отдаленности от океана оно характеризуется как континентальное море. Поверхностные воды в этом водоеме летом прогреваются до 25 - 28 °C, а зимой нередко замерзают. Соленость моря достигает 10 - 14,5 %. В морской ихтиофауне преобладают pontические реликты [2, 3, 6, 11].

Отличительными особенностями Черного моря являются: слабая связь с Мировым океаном, наличие в глубоководных слоях воды сероводорода, высокая биопродуктивность шельфовых вод. В Черном море средняя соленость поверхности слоя воды в центральной части – 17 - 19 %. Поверхностная температура воды летом поднимается до 25 - 28 °C, зимой опускается до 6 - 8 °C. Ихтиофауна характеризуется большой численностью шельфо-субтропических и тропических видов и pontических реликтов [7, 8, 10, 12].

Цель настоящего исследования заключалась в анализе данных по видовым составам ихтиофаун трех морей и сравнении имеющихся материалов с помощью коэффициента видового сходства Соренсена [5].

Материалы и методы исследований

В работе использовались данные из литературных источников. Кроме того авторы неоднократно участвовали в сборе, обработке и анализе ихтиологических материалов из вышенназванных морей. Рассматриваемые акватории представлены на рисунке.

Как уже отмечалось, при анализе материалов использовался коэффициент видового сходства Соренсена (K), определяемый по формуле:

$$K = \frac{2c \times 100\%}{a + b},$$

где а и б – количество видов в сравниваемых районах, с – количество совпадающих или близких видов.

Результаты и обсуждение

В Балтийском море и его опресненных заливах обнаружено около 100 видов рыб, из которых собственно морских около 70 [13, 14].

В Азовском море по разным источникам насчитывается 114 - 150 видов и подвидов рыб [2, 7, 10, 11]. Собственно морских и солоноватоводных из них около 60 видов.

В Черном море проходных и полупроходных рыб 24 вида, случайно выходящих из рек в предустьевые пространства пресноводных рыб – 16 видов, и собственно морских и солоноватоводных – 144 вида, итого по разным источникам – 167 - 184 вида [1, 7 - 11].

Нами анализировались собственно морские и солоноватоводные виды рыб.

Список семейств и количество видов в ихтиофаунах рассматриваемых морей представлены в таблице.

При сопоставлении видовых составов ихтиофаун исследуемых морей с помощью коэффициента видового сходства Соренсена (К) нами были получены следующие результаты:

а) Балтийское море - Азовское море

$$K = 2 \times 25 \times 100 \% / (69 + 59) = 39,1 \% ; K = 2 \times 36 \times 100 \% / (69 + 144) = 33,8 \% ;$$

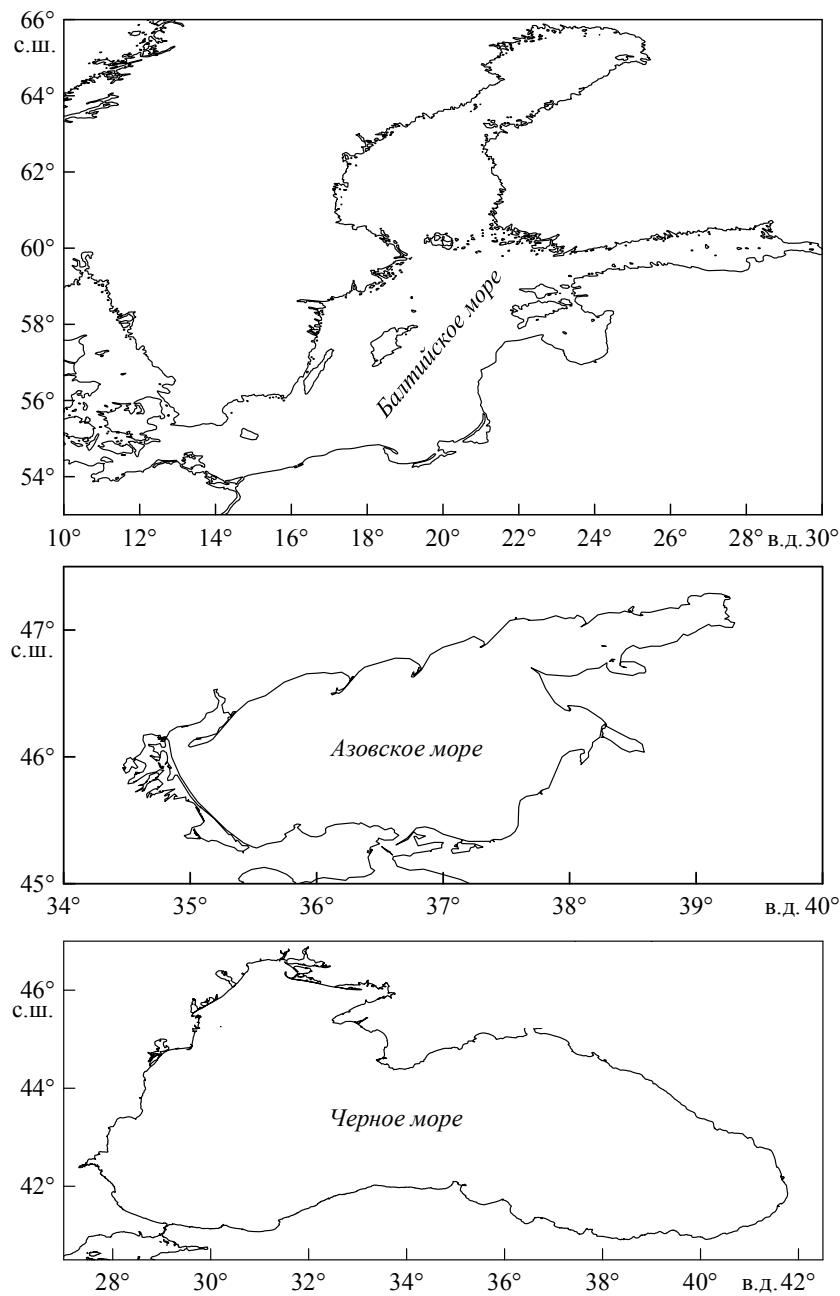
б) Чёрное море - Азовское море

$$K = 2 \times 58 \times 100 \% / (144 + 59) = 57,1 \% .$$

Как видно из этих расчетов, видовое сходство наиболее близко в ихтиофаунах смежных акваторий Чёрного и Азовского морей (57,1 %), где преобладают представители понтических реликтов и шельфово-субтропических видов. Наибольшее число сходных видов отмечается в семействах Gobiidae, Syngnathidae и Mugilidae.

Сходство ихтиофаун Балтийского и Азовского морей менее тесное (39,1 %), в этих водоемах обитают представители соответственно понтической и бореальной ихтиофаун. Значительное количество сходных видов отмечено в семействах Gobiidae, Syngnathidae, Clupeidae.

Наименее близкими оказались ихтиофауны Балтийского и Чёрного морей (33,8 %), представленные в основном соответственно бореальными и шельфово-субтропическими видами. Наибольшее количество сходных видов зафиксировано в семействах Gobiidae, Syngnathidae, Clupeidae и Gadidae.



Акватории Балтийского, Азовского и Чёрного морей

Список семейств и количество видов рыб по семействам в рассматриваемых акваториях

№ п/п	Семейство	Балтийское море	Азовское море	Черное море	№ п/п	Семейство	Балтийское море	Азовское море	Черное море
1	Acipenseridae	1	4	4	33	Mugilidae	1	4	6
2	Agonidae	1	-	-	34	Ophidiidae	-	-	1
3	Anguillidae	1	1	1	35	Osmeridae	1	-	-
4	Ammodytidae	3	-	1	36	Percidae	2	2	1
5	Atherinidae	-	2	2	37	Petromyzontidae	1	-	-
6	Balistidae	-	-	1	38	Pholididae	1	-	-
7	Belontiidae	1	1	1	39	Pleuronektidae	4	-	1
8	Blenniidae	-	2	9	40	Pomacentridae	-	1	1
9	Bothidae	-	1	1	41	Pomatomidae	-	1	1
10	Callionymidae	1	-	4	42	Rajidae	1	-	1
11	Carangidae	1	1	4	43	Salmonidae	3	1	1
12	Centracanthidae	-	1	4	44	Sciaenidae	-	1	2
13	Cephalacanthidae	-	-	1	45	Scombridae	1	1	5
14	Clupeidae	4	2	4	46	Scopthalmidae	1	1	2
15	Congridae	1	-	1	47	Scorpaenidae	-	1	2
16	Coregonidae	1	-	-	48	Scyliorhinidae	-	1	-
17	Cottidae	3	-	-	49	Serranidae	-	-	2
18	Cyclopteridae	1	-	-	50	Soleidae	1	1	3
19	Cyprinidae	4	-	-	51	Sparidae	-	2	11
20	Dasyatidae	-	1	1	52	Sphyraenidae	-	-	1
21	Echeneidae	-	-	1	53	Squalidae	-	1	2
22	Engraulidae	1	1	2	54	Stichaeidae	2	-	-
23	Esocidae	1	-	-	55	Syngnathidae	2	5	7
24	Gadidae	7	1	2	56	Trachinidae	1	-	1
25	Gasterosteidae	3	2	2	57	Trichiuridae	-	-	1
26	Gobiesocidae	-	-	4	58	Triglidae	1	1	3
27	Gobiidae	6	15	23	59	Tripterygiidae	-	-	1
28	Labridae	1	-	8	60	Uranoscopidae	-	-	1
29	Liparidae	1	-	-	61	Xiphidiidae	1	-	1
30	Lophiidae	1	-	1	62	Zeidae	-	-	1
31	Merlucciidae	-	-	1	63	Zoarcidae	1	-	-
32	Mullidae					Всего:	69	59	144

Примечание: цифрами обозначено количество обнаруженных видов рыб из семейств, зафиксированных в рассматриваемых акваториях.

Проанализировав имеющиеся материалы можно отметить, что из собственно морских и солоноватоводных видов рыб в Балтийском море по численности и биомассе преобладают пелагические виды из семейства Clupeidae – шпрот (*Sprattus sprattus*) и балтийская сельдь (*Clupea harengus membras*), а также донный вид из семейства Gadidae – треска (*Gadus morhua callarias*). По количеству видов наиболее многочисленны семейства Gadidae (7), Gobiidae (6), Clupeidae (4).

В Азовском море наиболее массовыми пелагическими видами являются тюлька (*Clupeonella cultriventris cultriventris*) из семейства Clupeidae и азовская хамса (*Engraulis encrasicolus maeoticus*) из семейства Engraulidae. По количеству видов лидируют семейства Gobiidae (15), Syngnathidae (5), Mugilidae (4).

В Черном море наиболее часто встречаются пелагические виды – черноморская хамса (*Engraulis encrasicolus ponticus*) из семейства Engraulidae и шпрот (*Sprattus sprattus phalericus*) из семейства Clupeidae. По большему количеству видов выделяются семейства Gobiidae (23), Blenniidae (9), Sparidae (11), Labridae (8).

Видовое сходство между рассматриваемыми морями в значительной степени обуславливается наличием в ихтиофауне солоноватых pontических реликтов, шельфово-субтропических и boreальных видов (сем. Gobiidae, Syngnathidae, Mugilidae, Clupeidae и Gadidae). Естественно, что наиболее близки ихтиофауны смежных акваторий Черного и Азовского морей, между которыми через Керченский пролив осуществляются постоянные и сезонные миграции рыб. Наименее близки ихтиофауны Балтийского и Черного морей, отличающихся гидрологическими и гидрохимическими показателями. Ихтиофауны Азовского и Балтийского морей по видовому сходству занимают промежуточное положение между рассматриваемыми водоемами. Эти моря близки по показателям солености воды и по количеству собственно морских и солоноватоводных видов рыб.

Выводы

1. Наиболее близки по видовому сходству ихтиофауны смежных акваторий Черного и Азовского морей (коэффициент Соренсена – 57,1 %).
2. Наименее близки по видовому сходству ихтиофауны Балтийского и Черного морей (коэффициент Соренсена – 33,8 %).
3. Ихтиофауны Азовского и Балтийского морей по видовому сходству занимают промежуточное положение между рассматриваемыми водоемами (коэффициент Соренсена – 39,1 %).

Литература

1. Архипов А.Г. Динамика численности и особенности распределения ихтиопланкtonных сообществ северной части Центрально-Восточной Атлантики и морей Средиземноморского бассейна. – Калининград: АтлантНИРО, 2006. – 232 с.
2. Воловик С.П., Корпакова И.Г., Лавренова Е.А., Тимердашев З.А. Экосистема Азовского моря: режим, продуктивность, проблемы управления : Часть I. Режим и продуктивность в период до зарегулирования стока рек. – Краснодар: Кубанский госуниверситет, 2008. – 347 с.
3. Добровольский А.Д., Залогин Б.С. Моря СССР (Учебное пособие). – М.: МГУ, 1982. – 191 с.
4. Зенкевич Л.А. Биология морей СССР. – М.: АН СССР, 1963. – 340 с.
5. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 736 с.
6. Океанографическая энциклопедия / Под ред. проф. Р.М. Деменицкой. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 632 с.
7. Расс Т.С. Современные представления о составе ихтиофауны Черного моря и его изменениях // Вопросы ихтиологии. – 1987. – Т. 27, вып. 2. – С. 179 - 187.
8. Расс Т.С. Рыбные ресурсы Черного моря и их изменения // Океанология. – 1992. – Т. 32, вып. 2. – С. 293 - 302.
9. Расс Т.С. Ихтиофауна Черного моря и некоторые этапы ее истории. Ихтиофауна Черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия // К.: Наукова думка, 1993. – С. 6 - 16.
10. Расс Т.С. Регион Черного моря и его продуктивность // Вопросы ихтиологии. – 2001. – Т. 41, № 6. – С. 742-749.
11. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. – М.-Л.: Наука, 1964. – 551 с.
12. Сорокин Ю.И. Черное море. – М.: Наука, 1982. – 217 с.
13. Тылик К.В. Ихтиофауна Калининградской области : справ. пособие. – Калининград: КГТУ, 2003. – 128 с.
14. Хлопников М.М., Кейда М.Э., Карапеса Е.М., Тылик К.В., Шибаев С.В. Оценка современного состояния разнообразия ихтиофауны основных водоемов Калининградской области // Промыслово-биологические исследования АтлантНИРО в Балтийском море в 1996-1997 годах. – Калининград: АтлантНИРО, 1998. – С. 129 - 152.
15. Шамраев Ю.И., Шишкина Л.А. Океанология. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 382 с.

ВОДНЫЕ БИОРЕСУРСЫ АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО БАССЕЙНА, ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ И ИЗУЧЕНИЕ

Г. Г. Матишов, П. А. Балыкин, В. А. Лужняк

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Южный научный центр Российской академии наук

Характеризуется состав ихтиофауны и современное состояние водных биоресурсов Азово-Черноморского бассейна, особенности их эксплуатации и исследования. Показано, что основу рыбных запасов составляют мелкие пелагические рыбы-планктофаги (хамса, тюлька, шпрот). Приводятся сведения о биомассе этих и других видов рыб, иных потенциальных объектах промысла. Даны оценка промысловой значимости рыб-вселенцев. Сделан вывод о слабой интенсивности эксплуатации водных биоресурсов, что является следствием регрессии рыбной промышленности и сопутствующей инфраструктуры региона. Уловы не превышают 25 % возможной величины. В настоящее время из методов оценки состояния водных биоресурсов российская наука применяет только учётные съёмки. Основные параметры для интерпретации материалов этих съёмок – коэффициенты уловистости – многие десятилетия не изменяются, что вызывает сомнения в их обоснованности.

Ключевые слова: Азово-Черноморский бассейн, ихтиофауна, водные биоресурсы, рыболовство, промысловая статистика, рыбохозяйственные исследования, учётные съёмки

Введение

Территория Российской Федерации омывается 13 морями. Все они, кроме центральной и восточной Арктики, являются районами рыбного промысла (рис. 1). В 2010 г., как и в предыдущие годы, основная доля вылова пришлась на Дальневосточный бассейн – 2,61 млн. т или 66 % суммарного улова. Наибольшая добыча имеет место в Охотском море – 1,61 млн. т, на втором месте – Северный бассейн: 0,5 млн. т или 12,7 % (рис. 1).

Примерно так же распределилась промысловая значимость российских бассейнов и в 2011 г., когда улов достиг величины 4 млн. 250 тыс. т. Азово-Черноморский бассейн в настоящее время вносит незначительный вклад в показатели российского рыболовства.

Современное состояние водных биоресурсов

Азовское море. Один из самых продуктивных в мире водоемов. Его мелководность обуславливает хороший прогрев, речной сток насыщает воды биогенными элементами. В результате биологические процессы в трофологической цепи «фитопланктон-зоопланктон-бентос-рыбы» идут весьма интенсивно, что обеспечивает высокую рыбопродуктивность водоёма. Биомасса обитающих здесь рыб достигала 1300 тыс. т [7], объем добычи поднимался до 400 тыс. т, т. е. рыбопродуктивность

достигала 8200 кг/км², что значительно превосходит такой известный водоём, как Каспий. При этом основу уловов составляли ценные промысловые виды рыб – осетровые, лещ, сазан, тарань, рыбец, судак и др. (рис. 2).

В составе ихтиофауны Азовского моря за всю историю исследований было отмечено 120 видов рыб, относящихся к 39 семействам. При естествен-



Рисунок 1 – Уловы в бассейнах российских морей в 2010 г. (тыс. т)

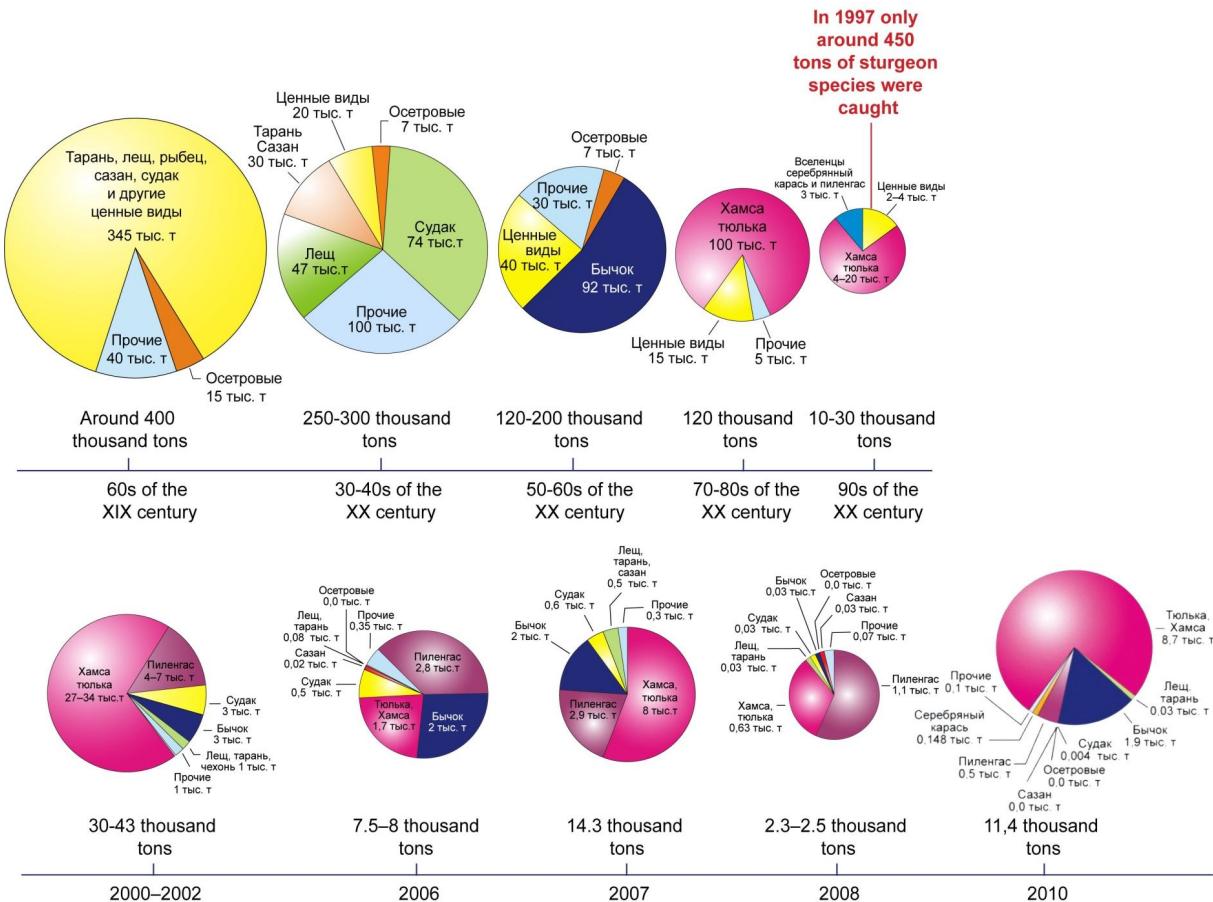


Рисунок 2 – Динамика количественного и качественного состава уловов в Азовском море

ном режиме Азовского моря, до зарегулирования стока рек, ихтиофауна водоема насчитывала 94 вида, затем, в период повышения солености, видовое разнообразие увеличилось за счет черноморских иммигрантов, пополнивших список рыб этого водоёма до 115 видов. В настоящее время разнообразие ихтиофауны сократилось до 84 видов, из которых 6 являются акклиматизантами или вселенцами [11]. Промысловое значение имеют почти четырех десятка видов рыб, из них к значимым для рыболовства могут быть отнесены 25.

Наиболее ценными объектами промысла в бассейне Азовского моря, являются осетровые рыбы (рис. 3). В середине XIX века их добывалось порядка 10 - 14 тыс. т в год. В XX веке максимальный улов был отмечен в 1936 г. и составил 5,4 тыс. т. В 1995 г. уловы осетровых составили всего 790 т, к 2000 - 2002 гг. упали до 20 - 70 т, а в настоящее время не превышают 2 - 4 т. В отличие от бассейна Каспийского моря, в реках Дон и Кубань была уничтожена и стерлядь, в результате чего

она занесена в «Красную книгу Российской Федерации».

Как показывает рис. 3, запасы осетровых рыб были существенно подорваны еще до зарегулирования стока рек Дон и Кубань гидроузлами, что обычно называется главной причиной падения естественных ресурсов этих видов.

На протяжении всей истории рыболовства в бассейне



Рисунок 3 – Основные этапы динамики запасов азовских осетровых рыб

Азовского моря одним из основных объектов промысла являлся судак, составляя до 52 % общего вылова полупроходных рыб, а уловы в 1936 - 1937 гг. достигали 70 тыс. т, при средней годовой добыче в период естественного режима стока рек 30 - 35 тыс. т. Современные уловы на два порядка меньше, а промысловые запасы оцениваются в 1,3 - 1,5 тыс. т (рис. 2).

Максимальный улов азовского леща был получен в 1936 г., и составил 46,5 тыс. т. Однако в дальнейшем его уловы резко сократились и к 1961 - 1971 гг. в среднем равнялись 3,1 тыс. т. К настоящему времени величина промыслового запаса и вылов леща в бассейне Азовского моря достигли минимальной величины за всю историю рыболовства и общий улов по бассейну не превышает 100 т в год, а ресурсы не превышают 400 - 500 т (рис. 2).

Традиционный и важный объект промысла – черноморско-азовская проходная сельдь. В 1920 - 1930-е гг. средний годовой улов сельди составлял 5,3 тыс. т, а в первые годы после зарегулирования стока (1952 - 1956 гг.) он снизился до 0,5 тыс. т. В 1990-е гг. численность популяции черноморско-азовской проходной сельди находилась на самом низком уровне. Основным фактором, усугубившим ухудшение состояния популяции, стало появление и массовое развитие в Черном и Азовском морях гребневика-мнемиопсиса, подорвавшего кормовую базу всех рыб-планктофагов. Начиная с 2002 г., из-за улучшения условий воспроизводства и состояния кормовой базы, наблюдается увеличение численности популяции сельди. В последние годы промысловый запас черноморско-азовской проходной сельди составляет порядка 1,4 - 1,6 тыс. т.

Плотва является одним из ценных объектов промысла. В Азовском море представлена полу-проходной формой (тарань). Естественное воспроизводство тарани в последние годы находится на неудовлетворительном уровне. Убыль популяции определяется также чрезмерным изъятием промыслом (как официальным, так и браконьерским). Промысловые запасы этого вида в Азовском море в последние годы находится на низком уровне и не превышают 1,0 - 1,3 тыс. т.

К сожалению, другие рыбы, которыми некогда славилось Азовское море, таких как шемая, сазан настолько редки, что их запасы исчисляются десятками тонн. Наиболее массовыми видами стали мелкие пелагические рыбы – хамса и тюлька. Промысловые запасы хамсы в последние годы составляют 120 - 175 тыс. т, а тюльки – от 365 до 600 тыс. т, однако слабо используются рыбной промышленностью. Так, в 2010 г. из ОДУ в 80 тыс. т тюльки и 38 тыс. т – хамсы было выловлено 15,3 и 20 тыс. т совместными усилиями России и Украины.

Знаменитые азовские бычки, по-прежнему, остаются важным объектом промысла. Запасы их в последние годы составляют 27 - 30 тыс. т, а уловы – 7,5 - 8 тыс. т (Россия + Украина).

В Азовском море важным объектом промысла с 1990-х гг. стала дальневосточная кефаль-пиленгас – вид-акклиматизант [12]. В конце ХХ века запас пиленгаса в Азовском море оценивался более чем в 43 тыс. т, что позволяло довести промысловое изъятие до 10 - 15 тыс. т. В настоящее время промысловые ресурсы этой рыбы стабилизировались на уровне 50 тыс. т, совместные уловы России и Украины составляют 4,5 - 5 тыс. т в год, что равняется примерно 1/3 рекомендуемых.

Из ранее немногочисленных рыб значимым промысловым видом стал серебряный карась. Из бассейна р. Амур в западные акватории этот вид России попал в XVII веке. Сроки появления серебряного карася в бассейне Азовского моря точно не известны, так как до первой трети ХХ века этот вид исследователями не идентифицировался. Резкое увеличение численности серебряного карася в начале 80-х гг. ХХ века по времени совпало с критическим уменьшением запасов некоторых ценных проходных и полупроходных рыб. С 1993 г. и по настоящее время, серебряный карась входит в первую тройку основных промысловых видов Азовского бассейна [11]. Поскольку этот вид не относится к рыбам, промысел которых регулируется путём установления общего допустимого улова, запасы его не определяются и вылов не лимитируется. Промысловая биомасса серебряного карася составляет не менее 1 тыс. т, а вылов в последние годы – от 140 до 160 т.

Таким образом, процессы деформации водных биоресурсов развивались следующим образом - сначала практически исчезли осетровые рыбы, потом очередь дошла и до других ценных видов, в результате чего большую часть ихтиомассы стали составлять мелкие пелагические рыбы-планктофаги, численность которых подвержена резким колебаниям как вследствие малой продолжительности жизни, так и уязвимости от внешних причин, таких как вселение и размножение гребневика-мнемиопсиса.

Черное море. В российских водах Черного моря было отмечено 104 вида и подвида рыб, из которых 11 видов являются массовыми. В связи с наличием в Черном море сероводородной зоны донные организмы обитают только на 20 % его площади. Этот фактор определяет невысокие показатели запасов рыб прибрежно-донного комплекса. Биологическая продуктивность Черного моря поэтому невелика (около 300 кг/км²) или приблизительно в 5 раз меньше, чем Каспийского

и в 30 раз меньше, чем Азовского [7]. Кроме рыб промысловое значение имеют креветки, устрицы, мидии, из водорослей – цистозира и зостера. В прежние времена промышлялись и дельфины.

До середины 1960-х годов характерной особенностью ихтиофауны Черного моря был устойчивый комплекс с большим количеством доминантных видов и относительной низкой биомассой. Так, в 1950-е годы более половины выловленной рыбы составляли ценные промысловые виды, из которых 37 % приходилось на долю крупных пелагических хищников – пеламиду, скумбрию, луфаря, ставриду [10]. Значительными были уловы донных рыб – камбалы-калкан, кефалей, барабули. Массовые пелагические виды – черноморская хамса и шпрот составляли лишь третью часть вылова. Начиная с 1970-х годов, прекратился лов пеламиды, луфаря, скумбрии; из уловов исчезла крупная форма ставриды; сократилась добыча кефалей, камбалы-калкана, барабули и до 93 % возросла доля хамсы и шпрота.

Отечественный вылов черноморских рыб был максимальным в 1970 - 1980-е годы, составляя в среднем 57 тыс. т, в основном, хамсы и шпрота, доля которых в общем улове достигала 81 и 12 % соответственно. С конца 1980-х и в 1990-е годы в Черном море происходила интенсивная вспышка численности вселенца гребневика-мнемиопсиса, который оказался мощным пищевым конкурентом всех зоопланктофагов и потребителем ихтиопланктонных стадий развития большинства морских рыб, что привело к катастрофическому снижению запасов массовых видов рыб и падению уловов до 700 - 1700 т в год, т. е. тем же последствиям, что и в Каспийском и Азовском морях. В конце 1990-х годов в Черное море проник новый вселенец – гребневик берое, основным объектом питания которого является мнемиопсис. Жестко лимитируя количество мнемиопсиса, берое способствовал восстановлению численности и биомассы пелагических рыб.

В настоящее время промысловыми объектами являются шпрот, хамса, мерланг, камбала-калкан; кефали: лобан, сингиль и пиленгас; барабуля, ставрида, акула-катран; скаты: морская лисица и морской кот; сарган, луфарь, пеламида. Основными объектами промысла в территориальном море России являются 3 вида, доля которых в общем вылове составляет около 90 %: хамса – более 60; шпрот – более 30; пиленгас – около 2 %. На долю остальных видов приходится менее 3 %. Для примера в табл. 1 указывается видовой состав рыбы, добытой в 2010 г.

При общей биомассе разведанных промысловых ресурсов рыб около 300 тыс. т вылов не достигает и 10 %. Значительную часть запасов также формируют потенциально промысловые объекты, использование которых в настоящее время не осуществляется из-за отсутствия необходимой технологической базы переработки – мелкие ракообразные (понтогаммарус), моллюски (рапана, скафарка, мидии), водоросли (черноморские цистозиры) и морские травы (зостеры), в сумме составляющие порядка 42 % всех запасов и более 53 % объемов возможного вылова [4].

Процесс регрессии рыбной промышленности не оставил в стороне и рыбохозяйственную науку. В настоящее время в Азово-Черноморском бассейне функционируют два научно-исследовательских учреждения Росрыболовства – Азовский НИИ рыбного хозяйства (АзНИИРХ) и Краснодарский филиал Всероссийского НИИ рыбного хозяйства и океанографии. Ни то ни другое не имеют собственного судна для выполнения исследований. Следует характеризовать и применяемые в настоящее время методы изучения водных биоресурсов.

Основой для рыбохозяйственных исследований является промысловая статистика – объем вылова, его состав, улов на усилие и пр. Согласно публикуемым данным, в Азово-Черноморском

бассейне, почти все объекты осваиваются не более, чем на половину. Примерно такая же ситуация с использованием квот на Волго-Каспийском, Дальневосточном и других рыбопромысловых бассейнах России. Уже сама по себе эта информация вызывает сомнения в своей достоверности. Например, реальный

Таблица 1 – Видовой состав российского улова в Черном море в 2010 г.

Объекты промысла	Улов, т	Доля, %
Хамса	10741,18	62,0
Камбала-калкан	25,05	*
Сельдь	12,86	*
Пиленгас	362,52	2,1
Кефали	15,04	*
Акула катран	8,50	*
Барабуля	173,11	1,0
Мерланг	22,74	*
Скаты	19,39	*
Ставрида	108,86	0,6
Шпрот	5839,43	33,7
Итого:	17315,81	
* – 0,1 и менее %.		

вылов камчатского краба в 1,5 - 2,5 раза превышает официальные данные [16]. В несколько раз превышается допустимый улов ценных видов в Азовском и Волго-Каспийском регионах, согласно данным, опубликованным специалистами АзНИИРХа и КаспНИИРХа [5, 14]. Таким образом, качество промысловой статистики не позволяет использовать ее в рыбохозяйственных расчётах для оценки численности промысловых рыб. Для решения этой задачи в Азовском и Чёрном морях ФГУП «АзНИИРХ» разработаны алгоритмы и графики проведения специализированных работ, действует также система береговых наблюдений на контрольно-наблюдательных пунктах [3].

На протяжении многих десятилетий (с конца 1950-х гг.) учет придонных рыб, в т. ч. и осетровых, ведется донными траалами, ранее – учеными СССР, теперь – России и Украины [1 - 2]. Физические условия Азовского моря позволяют за короткое время получить массив первичных данных траловых уловов по стандартной сетке станций. В настоящее время съемки обычно осуществляются с 4 судов – 2 украинских и 2 российских. С использованием такого числа траулеров работы можно осуществить за 15 - 20 суток в зависимости от погодных условий. Обычным орудием лова при выполнении этих съемок служит донный траул размером по верхней подборе до 40 м [2].

Как видно из изложенного, в настоящее время АзНИИРХом осуществляются только учетные съемки. Если обратиться к публикации Н. Ф. Тараненко 1967 г. [13], то можно сделать вывод, что в то время применялся более широкий спектр методик оценки состояния запасов азово-черноморских рыб:

- количественный учет молоди ставриды, хамсы, барабули и др. путем облова пелагическими траалами в толще воды;
- прямой учет промысловых рыб при помощи лампар и донных траалов в июне и августе по стандартной сетке станций;
- биостатистический метод оценки относительной численности рыб на основании анализа уловов промысловых и учетных орудий лова с оценкой биологического состояния популяции и количества молоди;
- метод прямого учета мощности отдельных скоплений рыб при помощи гидроакустических и аэровизуальных наблюдений, в особенности – на местах зимовки рыб.

Очевидно, что для выявления многолетних тенденций в динамике запасов рыб простое использование оценок численности и биомассы по результатам траловых работ, без учета сезона проведения исследований, ошибочно с методической точки зрения и может привести к неверным выводам. Состав уловов донных рыб, в зависимости от времени года и конкретных условий трауления, претерпевает значительные изменения [8]. За несколько десятилетий осуществления траловых съемок сменился ряд поколений промысловых судов и орудий лова, что, несомненно, сказалось на результатах учета промысловых рыб, причем неодинаково – для разных видов. Соответственно, коэффициенты уловистости, используемые при расчетах численности рыб, нельзя считать постоянными во времени величинами. Между тем, на протяжении многих лет в Азово-Черноморском бассейне используются коэффициенты, приведенные в табл. 2.

Таблица 2 – Коэффициенты уловистости орудий лова [10]

Название рыбы	Коэффициент уловистости		
	трап		лампара
	море	залив	
Севрюга	0,5	0,5	1,0
Осётр	0,5	0,5	1,0
Судак	0,5	0,75	
Лещ	0,5	0,5	
Тарань	0,5	0,5	
Тюлька	0,3	0,3	0,25
Хамса	0,3	0,3	0,25
Пиленгас	0,3	0,5	

учётных съемок, т.е. величина оценки запасов и возможных уловов рыб, нуждается в изучении на современном уровне технического обеспечения неводных и траловых съемок.

Заключение

Таким образом, основу современных биоресурсов Азовского и Черного морей составляют морские рыбы, воспроизводство и формирование запасов которых в меньшей степени зависит от

Украинский учёный К. В. Демьяненко [2] приводит такие значения этого показателя: осетр – 0,8; севрюга – 0,5, т. е. заметно отличающиеся для осетра от данных табл. 2. Очевидно, что столь важный вопрос, от которого во многом зависит интерпретация данных

уменьшения стока рек и других проявлений антропогенной трансформации экосистем. При этом 52 % запасов составляют мелкие пелагические рыбы-планктофаги – хамса, тюлька, шпрот [4]. Ежегодно осваивается порядка 15 % от объемов возможного вылова азовских и 25 % – черноморских рыб, т. е. запасы мелких рыб-планктофагов эксплуатируются недостаточно, имеются существенные резервы для развития промысла [4].

Освоению запасов мелких сельдевых рыб, ставриды, беспозвоночных, водорослей, препятствует отсутствие на бассейне современных технологий переработки и деградация инфраструктуры рыбного хозяйства за последние десятилетия. Так, количество российских рыбных портов и рыбоприемных пунктов на побережье Азовского моря с 1989 по 2009 гг. сократилось в 3 раза, а на побережье Черного моря – в 3,5 раза [4]. На Азово-Черноморском и других рыбопромысловых бассейнах России стремительно стареет рыбопромысловый флот, сокращается количество судов [15].

Для более полного освоения возможного объема вылова ВБР необходимо увеличить мощность добывающего флота, организовать эффективную приемку, доставку и первичную переработку рыбы [4].

Спектр используемых методов оценки водных биоресурсов сузился до одного – учетных съемок. Методика их осуществления и интерпретации результатов остается неизменной на протяжении нескольких десятилетий, хотя очевидна необходимость постоянного обновления информации о коэффициентах уловистости исследовательских орудий лова.

Промысловая статистика не отражает реального уровня эксплуатации водных биоресурсов. Обязательной частью мониторинга за состоянием водных биоресурсов должна стать оценка объемов нелегального и неучитываемого вылова. Эти величины следует плюсовать к публикуемым данным промысловой статистики, что позволит получить реальное представление об уровне эксплуатации как отдельных видов, так и в целом водных биоресурсов Азово-Черноморского бассейна. Такие данные могут быть положены в основу широкого применения признанных на международном уровне математических методов для оценки состояния запасов промысловых ресурсов, что соответствует главным положениям «Концепции развития рыбохозяйственной науки в Российской Федерации на период до 2020 г.» [6].

Литература

1. Воловик С.П., Козлитина С.В., Жилякова Л.Ю. Планирование учетных ихтиологических съемок // Методы рыбохозяйственных и природоохранных исследований в Азово-Черноморском бассейне. – Краснодар: АзНИИРХ, 2005. – С. 141 - 145.
2. Демьяненко К.В. К методике учета рыб семейства Acipenseridae в Азовском море // Осетровые рыбы и их будущее : сб. статей Междунар. конф. – Бердянск (Украина), 2011. – С. 121 - 123.
3. Дудкин С.И., Реков Ю.И., Дахно В.Д. и др. Состояние водных биологических ресурсов Азово-Черноморского бассейна и пути организации ресурсных исследований ФГУП «АзНИИРХ» с учетом изменений в законодательстве Российской Федерации // Современные основы формирования сырьевых ресурсов Азово-Черноморского бассейна в условиях изменения климата и антропогенного воздействия : материалы межд. науч. конф. – Ростов н/Д: АзНИИРХ, 2008. – С. 26 - 37.
4. Дудкин С.И., Реков Ю.И., Дахно В.Д., Саенко Е.М. Проблемы рационального использования промысловых ресурсов Азово-Черноморского бассейна // Рыбохозяйственной науке России - 130 лет : тез. докл. Всероссийской конф. – М.: ВНИРО, 2011. – С. 43 - 45.
5. Зайдинер Ю.И., Грибанов С.Э., Реков Ю.И. Новые данные об эффективности воспроизводства осетра в Азово-Донском районе // Основные проблемы рыбного х-ва и охраны рыбохоз. водоемов Азово-Черн. бассейна. – Ростов н/Д: АзНИИРХ, 2000. – С. 265 - 268.
6. Крайний А.А. Доклад на заседании Правительственной комиссии по вопросам развития рыбохозяйственного комплекса о проекте «Концепции развития рыбохозяйственной науки в Российской Федерации до 2020 г.» // Рыбное хозяйство. – 2010. – № 1. – С. 3 - 6.
7. Куранова И.И., Моисеев П.А. Промысловая ихтиология и сырьевая база рыбной промышленности. – М.: Пищевая пром-ть, 1973. – 152 с.
8. Лисовский С.Ф. О репрезентативности донных траловых съемок // Тезисы докладов X Всероссийской конф. по проблемам рыбопром. прогнозирования. – Мурманск: ПИНРО, 2009. – С. 84 - 86.
9. Луц Г.И., Надолинский В.П., Дахно В.Д. и др. Состояние ихтиофауны и сырьевая база промысла на черноморском шельфе России в современный период // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. – Ростов н/Д: Эверест, 2004. – С. 86 - 102.

10. *Луц Г.И., Реков Ю.И.* Методы сбора ихтиологического материала // Методы рыбохозяйственных и природоохранных исследований в Азово-Черноморском бассейне. – Краснодар: АзНИИРХ, 2005. – С. 146 - 162.
11. *Матишиов Г.Г., Абраменко М.И., Балыкин П.А.* и др. Ихтиофауна Азово-Донского и Волго-Каспийского бассейнов и методы ее сохранения. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2009. – 272 с.
12. *Пряхин Ю.В.* Об акклиматизации пиленгаса в Азовском море. Биология и промысловое использование // Комплексный мониторинг среды и биоты Азовского бассейна. – Апатиты: Колпский научный центр РАН, 2004. – Т. VI. – С. 177 - 192.
13. *Тараненко Н.Ф.* Методы оценки состояния запасов и прогноза возможного улова основных промысловых рыб Черного и морских рыб Азовского морей, применяемые в АзЧерНИРО // Методы оценки запасов и прогнозирования уловов рыб. – М.: Пищевая пром-ть, 1967. – С. 181 - 189.
14. *Ткач В.Н., Кузнецов Ю.А.* Современное состояние и перспективы развития промысла полупроходных и речных рыб в Волго-Каспийском районе // Комплексный подход к проблеме сохранения и восстановления биоресурсов Каспийского бассейна : мат. междунар. научно-практ. конф. – Астрахань: КаспНИРХ, 2008. – С. 161 - 165.
15. *Храпов В.Е.* Современное состояние рыбопромыслового флота России : проблемы и перспективы // Вестник МГТУ. – Мурманск, 2010. – Т. 13, № 1. – С. 154 - 157.
16. *Шунтов В.П., Бочаров Л.Н., Дулепова Е.П.* и др. Результаты мониторинга и экосистемного изучения биологических ресурсов дальневосточных морей России (1998 - 2002 гг.) // Известия ТИНРО. – Владивосток: ТИНРО-центр, 2003. – Т. 132. – С. 3 - 26.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ РЫБНЫХ ЗАПАСОВ АЗОВСКОГО МОРЯ

Л. В. Изергин, К. В. Демьяненко

Научно-исследовательский институт Азовского моря (НИАМ)

В статье представлен обзор промысловой ихтиофауны Азовского моря в современный период. Данна краткая характеристика наиболее значимых донных и придонных промысловых рыб (пиленгас, бычки, судак, азовский калкан, тарань). Оценены промысловые запасы, дан прогноз их состояния на перспективу до 2013 года. Обоснованы условия, необходимые для сохранения и преумножения рыбных запасов Азовского бассейна.

Ключевые слова: ихтиофауна, промысловый запас, учет, прогноз, пиленгас, бычки, судак, азовский калкан, тарань

Ихтиофауна Азовского моря представлена 119 видами и подвидами рыб, принадлежащими к 38 семействам [2], но лишь менее 10 из них имеют существенное промысловое значение.

Прежде всего, это массовые пелагические виды – азовская хамса (*Engraulis encrasicolus maeoticus* Pusanov, 1926) и тюлька (*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)). Высокий запас сформирован популяциями пиленгаса (*Liza haematocheilus* (Temminck et Schlegel, 1845)) и видами семейства Gobiidae, среди которых доминирует по биомассе бычок-кругляк (*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)).

Также относительно высокий уровень запаса демонстрируют виды рода *Alosa* (сельди), тарань (*Rutilus rutilus heckeli* (Nordmann, 1840)), судак (*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)) и азовский калкан (*Scophthalmus maeotica torosa* (Rathke, 1837)).

По совместным оценкам украинских и российских экспертов Украинско-Российской Комиссии по вопросам рыболовства в Азовском море, на долю вышеперечисленных видов в общем промысловом запасе рыб в Азовском море приходится более 99 % биомассы.

Естественно, что владение ситуацией относительно динамики запасов данных видов позволяет надежно прогнозировать состояние сырьевой базы Азова на перспективу.

Научно-исследовательский институт Азовского моря (НИАМ) традиционно уделяет основное внимание мониторингу популяций донных и придонных промысловых видов рыб (пиленгас, бычки, судак, азовский калкан, тарань), а также видам, которые на сегодняшний день особенно требуют эффективной охраны и участия человека в обеспечении их воспроизводства (проходные виды семейств Acipenseridae и Cyprinidae, глосса *Platichthys flesus maeoticus* (Pallas, 1814), и некоторые другие).

Результаты исследований современного состояния ихтиофауны Азовского моря, выполненных в 2011 г., приведены ниже.

Материалы и методы исследований

Основной материал по численности и качественному составу популяций азовских рыб в 2011 г. был собран в ходе плановых морских экспедиций, при ведении специализированных прибрежных научно-исследовательских ловов, на стационарных контрольно-наблюдательных пунктах (КНП), а также при выполнении поисковых и некоторых других работ в Азовском море и других водоемах Азовского бассейна.

Численность промысловых видов рыб в Азовском море определяли, в основном, методом прямого учета [5, 6]. В отдельных случаях были использованы методы моделирования и экстраполяции.

При прогнозировании объемов допустимого изъятия азовских промысловых рыб руководствовались принципами предосторожного подхода [1].

Сбор и обработка ихтиологических материалов проводились по общепринятым методикам [4], а также с учетом методических рекомендаций Украинско-Российской Комиссии по вопросам рыболовства в Азовском море [3].

Статистические данные об уловах рыб Украиной в Азовском море были предоставлены Азовским государственным управлением охраны, использования и воспроизводства водных живых ресурсов и регулирования рыболовства (Азовгосрыбоохрана).

Результаты исследований

Пиленгас. Кефаль-акклиматизант, завезенная в Азовское из Японского моря в середине 1970-х гг. Работы по акклиматизации пиленгаса в бассейне Азовского моря проводили ученые Бердянского отделения АЗНИИРХ (ныне НИАМ). Данная работа по акклиматизации выделяется из ряда себе подобных выдающимся результатом – пиленгас стал одним из самых массовых промысловых видов рыб в Азовском море.

По итогам специализированных учетных траловых работ, численность промысловой части популяции пиленгаса в собственно Азовском море в 2011 г. определена на уровне 14,0 млн. экз., биомассой 30 тыс. т (без учета пиленгаса в Таганрогском заливе) (рис. 1).

Принимая за основу величину промыслового запаса пиленгаса в 2011 году и возрастную структуру популяции пиленгаса в 2011 года, на перспективу до 2013 года прогнозируется снижение численности и биомассы промысловой части популяции данного вида до 9,5 млн. экз. и 19 тыс. т [3].

Как основные причины данной тенденции к снижению запаса пиленгаса мы рассматриваем постоянный интенсивный пресс изъятия (официального и неофициального промысла), а также ухудшение условий естественного воспроизводства пиленгаса в Азовском бассейне. В первую очередь необходимо указать на по-прежнему нерешенные проблемы обеспечения постоянной связи Молочного лимана с Азовским морем. Как известно, вселение пиленгаса в Азовский бассейн началось именно с Молочного лимана, и долгие годы лиман являлся уникально благоприятным по своим природным условиям естественным нерестилищем пиленгаса. Однако с утратой постоянной связи лимана с морем произошло значительное осолонение лимана. Большую часть года отсутствуют условия для захода производителей пиленгаса в лиман и выхода в море молоди.

Все это необходимо учитывать для решения проблемы восстановления промыслового запаса пиленгаса в Азовском бассейне.

Азовские бычки. Запасы этих видов были подорваны в годы существования СССР, в связи с чем их промысел не производился на протяжении более, чем 2 десятилетий.

С первых лет независимости Украины специалистами НИАМ велись исследования по разработке искусственных рифов-нерестилищ для азовских бычков (так как одной из главных проблем воспроизводства бычков стала именно потеря нерестилищ). Массовое внедрение рифов-нерестилищ (на фоне снижения неблагоприятного экологического фона и падения численности основ-

ных рыб-хищников – осетровых, судака, камбал) позволило восстановить промысловый запас бычков на значительном уровне. Если в начале 1990-х гг. годовой улов Украиной бычков составлял от 100 до 400 т, то в современный период ежегодно он составляет более 6000 т.

Прогноз промыслового запаса бычков на двухлетнюю перспективу был разработан НИАМ по данным специализированного учета меҳдрагами в весенне - летний период 2011 г., а также на материалах тралового учета в сентябре - октябре 2011 г. Кроме того, собран значительный материал по бычкам в придаточных водоемах (лиманах) Азовского бассейна.

Фактическая величина общего промыслового запаса бычков в Азовском бассейне оценена на уровне 46 тыс. т (рис. 2).

Ожидается, что запас бычков в ближайшие годы сохранится на стабильном уровне (в 2013 году он составит до 50 тыс. т), при условии, что будет обеспечена относительно эффективная охрана запасов бычков, а также не произойдут масштабные экологические катастрофы (заморы), которые могут привести к гибели сотен или даже тысяч тонн этих рыб [3].

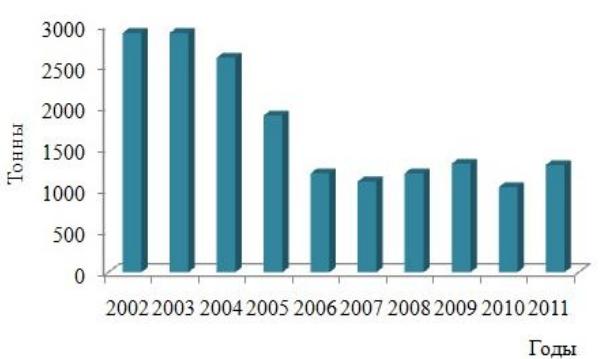


Рисунок 1 – Динамика запаса пиленгаса в Азовском море в период с 2002 по 2011 гг.

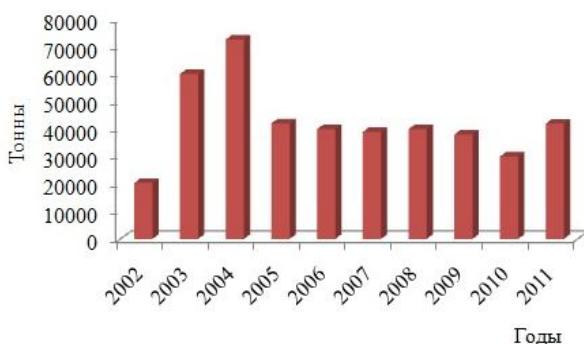


Рисунок 2 – Динамика запаса бычков в Азовском море в период с 2002 по 2011 гг.

Судак. Ценный промысловый полупроходной (размножающийся в пресной воде придаточных водоемов Азовского бассейна) вид, запас которого находится в угнетенном состоянии вследствие перелова, который произошел в первой половине 2000-х гг. Однако репродукционный потенциал популяции судака находится на уровне, который по оценкам НИАМ, в годы, благоприятные для нереста, может привести к появлению урожайных поколений судака и постепенному восстановлению его промыслового запаса.

Для расчета численности судака в Азовском море НИАМ были использованы как собственные материалы, так и данные судна ЮГНИРО и российских судов (ФГУП «АзНИИРХ»), выполнивших учетные съемки донных рыб.

На основании этих обобщенных данных определено, что численность взрослого судака в Азовском море на осень 2011 г. составляет около 280 тыс. экз. С учетом возрастного состава промысловой части популяции и массы тела рыб соответствующих возрастных классов, биомасса судака промысловой меры оценена на уровне 500 т (рис. 3).

С учетом ожидаемых величин пополнения промысловой части популяции возможно прогнозировать, что численность взрослых рыб к 2013 г. может несколько возрасти – до 330 тыс. экз., но величина промыслового запаса, с учетом низкой доли рыб старших возрастов, изменится не так заметно и будет составлять около 530 т.

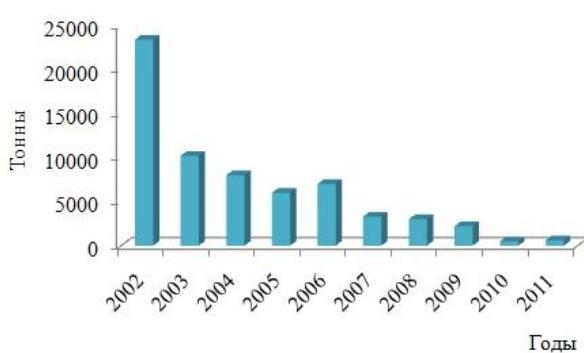


Рисунок 3 – Динамика запаса судака в Азовском море в период с 2002 по 2011 гг.

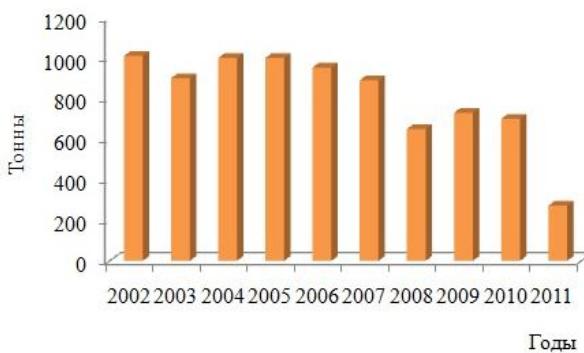


Рисунок 4 – Динамика запаса азовского калкана в период с 2002 по 2011 гг.

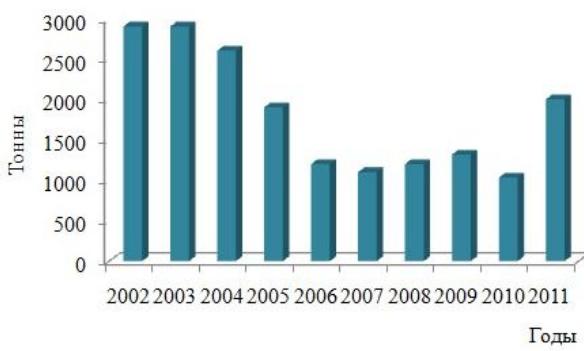


Рисунок 5 – Динамика запаса тарани в Азовском море в период с 2002 по 2011 гг. (по данным НИАМ и ФГУП «АзНИИРХ»)

Даже в случае более благоприятного развития ситуации, считаем целесообразным не вести промысел судака в ближайшие годы, для более быстрого восстановления промыслового запаса этого вида.

Азовский калкан. Еще один ценный промысловый вид, запас которого устойчиво снижается из-за, главным образом, неудовлетворительных природных условий воспроизводства (в первую очередь – низкая соленость Азовского моря).

Общая численность калкана, определенная по результатам учетных траловых работ в 2011 г., составила 767 тыс. экз., общей биомассой 272 т. При этом доля рыб промысловых размеров составляет 70 % общей численности, а их общая биомасса – 191 т (рис. 4).

К сожалению, существующие природные условия едва ли позволяют ожидать рост запаса азовского калкана в ближайшие годы. Прогнозируемый на 2013 г. промысловый запас данного вида – около 200 т [3].

Следует отметить, что Государственной целевой экономической программой развития рыбного хозяйства Украины на 2012 - 2016 гг. намечено строительство 2 камбаловых рыболовных заводов (в Запорожской области и в Крыму), что к 2016 г. должно изменить ситуацию с пополнением популяции азовского калкана к лучшему.

Тарань. Один из традиционных промысловых полупроходных видов рыб Азовского бассейна. Особенно большое значение имеет тарань для местного населения восточного и северо-восточного побережья Азовского моря.

Запас вида относительно стабилен. На основании полученных в учетных съемках данных, численность промысловой части популяции тарани в Азовском море оценена НИАМ на уровне 19 млн. экз. (биомассой почти 2 тыс. т) [3] (рис. 5).

Ожидается, что к 2013 г. промысловый запас тарани сохранится примерно на том же уровне.

Выводы

Подводя итог вышесказанному, следует отметить, что в ближайшей перспективе объем и структура уловов донных и придонных промысловых рыб в Азовском море останутся, примерно, такими же, как в современный период.

По оценкам НИАМ наиболее значительное снижение к 2013 г. ожидает запас пиленгаса (который прогнозируется на уровне около 19 тыс. т).

На стабильном уровне прогнозируются запасы бычков (50 тыс. т), судака (530 т), азовского калканы (200 т) и тарани (2000 т).

Для сохранения рыбных запасов Азовского моря на стабильно высоком уровне (а при благоприятных природных условиях – роста численности ценных промысловых рыб) необходима эффективная охрана рыб на всех этапах их жизненного цикла. Некоторые виды (азовский калкан, проходные виды) для восстановления и роста их численности требуют осуществления мер по искусственному воспроизводству.

Литература

1. *Бабаян В.К.* Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). – М.: ВНИРО, 2000. – 191 с.
2. *Дирипаско О.А., Изергин Л.В., Демьяненко К.В.* Рыбы Азовского моря. – Бердянск: НПК «Интер-М», 2011. – 288 с.
3. *Изучить состояние водных живых ресурсов Азовского бассейна (включая лиманы – Сиваш, Утлюкский и Молочный) в современных условиях, разработать прогнозы запасов и лимиты изъятия на перспективу: Отчет о НИР НИАМ (рукопись).* – № ГР 0111U008501. – Бердянск: Фонды НИАМ, 2011. – 123 с.
4. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). – М.: Пищевая промтъ, 1966. – 376 с.
5. *Сабодаши В.М., Гурьянов В.Г., Белошапка В.Я.* и др. Определение численности и распределения рыб в Азовском море с использованием ЭВМ // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 1. – С. 105 - 112.
6. *Яновский Э.Г.* К вопросу о прямом учете численности воблы в Северном Каспии // Тр. КаспНИИРХ, 1971. – Т. 26. – С. 149 - 156.

СТАТИСТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ПРОМЫСЛОВОЙ ПРОДУКТИВНОСТИ НА ПРИМЕРЕ ЧЕРНОМОРСКОГО ШПРОТА

В. А. Брянцев

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮГНИРО)

Полученная система корреляционных связей годовых уловов черноморского шпрота, температуры воды, атмосферных переносов в пределах Азово-Черноморского бассейна, солнечной активности и скорости вращения Земли, как показателей климатических колебаний, может быть использована для промыслового прогноза с заблаговременностью в несколько лет, благодаря возможности экстраполяции последних характеристик.

Ключевые слова: уловы шпрота, солнечная активность, скорость вращения Земли, атмосферные переносы, прогноз

Цепь зависимостей значений гидрометеорологических и гидробиологических параметров в морских экосистемах редко обнаруживается в виде причинно-следственных связей отдельных звеньев от начальных факторов до урожайности рыб, тем более – до успешности промысла. В ряде наших работ иллюстрируется предпринятая попытка частично решить эту задачу с помощью корреляционного метода и построить структуру зависимостей от начальных импульсов до обилия объекта промысла и величины вылова, разумеется, без определенных промежуточных звеньев [1 - 4, 11]. В указанных работах в качестве начальных факторов используются гео- и гелиофизические характеристики, имеющие многолетние ряды наблюдений и выявленные в них циклические колебания, которые дают возможность экстраполяции для целей многолетнего прогноза, при наличии их статистически достоверных связей с запасами или выловами рыб и антарктического криля. Формально эти факторы представлены значениями скорости вращения Земли (δ) и солнечной активности (числа Вольфа, W).

Первая характеристика описана в работе Н.С. Сидоренкова и П.И. Свиренко [8]. Она имеет 70-летнюю цикличность с максимумом в середине 30-х и минимумом в середине 70-х годов прошлого столетия. Изменение этой скорости обусловлено автоколебательным процессом, связанным с инерцией момента вращения планеты, когда при похолодании скопление льда в полярных широтах создает увеличение массы вблизи оси вращения Земли, тем самым уменьшая радиус вращения и ускоряя последнее. Распространение воды тающих ледников по пространству Мирового океана приводит к обратному эффекту. Следовательно, показатель скорости вращения Земли отражает климатические изменения с указанной цикличностью. Этот процесс одновременно изменяет определенные свойства атмосферной циркуляции с изменениями глобальных течений Мирового океана, а также вертикальную циркуляцию вод в прибрежных районах моря (интенсивность апвеллинга).

Вторая – гелиофизический фактор – является показателем уровня солнечной активности, которая влияет на состояние ионосфера (усиление потока положительных ионов – «солнечный ветер»). Ее физический механизм воздействия на тропосферу предполагается гипотетически. В монографии А.Л. Чижевского даны примеры корреляции солнечной активности с рядом метеорологических, биотических и даже социальных параметров [9]. М.И. Будыко указывает на признаки влияния процессов на солнце, отражаемых величиной и количеством солнечных пятен, на солнечную постоянную, положительную при максимуме [6]. Есть гипотезы о таком эффекте при обоих экстремумах. Таким образом, этот показатель может предполагаться также как климатический, с учетом того, что он коррелируется с рядом среднегодовых гидрометеорологических характеристик. Имея известную 11-летнюю цикличность, он может экстраполироваться на следующие годы.

При выявлении значимых связей указанных индексов с показателями теплового фона вод различных акваторий, с количественно выраженнымми особенностями атмосферной циркуляции или, напрямую, с уловами объектов промысла, мы могли бы использовать их в качестве предикторов в прогностических уравнениях с годовой и более заблаговременностью. Такая практика представляется в наших вышеуказанных работах.

Аналогичное сопоставление рядов скорости вращения Земли (δ – в условных единицах от 0 до 1) и солнечной активности, а также комплексного индекса, полученного при их умножении (δW),

выполнено со средними значениями вылова черноморского шпрота в тоннах за час траления (В) в период с 1985 по 2000 годы. Эти показатели успешности промысла взяты из работы В.А. Шляхова и А.К. Чацкина, где, в частности, указывается, что данный вид составляет до 50 % общего вылова рыбы предприятиями Украины в Азово-Черноморском бассейне [10]. В состав анализируемых рядов включены также показатели атмосферных переносов над акваторией бассейна, выраженные значениями коэффициентов разложения барического поля в ряд по полиномам Чебышева. Методика разложения дана в монографии К.И. Кудрявой с соавторами [7]. При корреляционном анализе граничный уровень значимости принят равным 0,05. Результаты сопоставлений представлены в табл. 1 и на рисунке. В них значимыми оказались связи с показателями атмосферной циркуляции, – со средним давлением (Aoo) и индексом зонального атмосферного переноса (Ao1), а также со среднегодовой температурой воды в порту Одесса, отражающей тепловой фон лет (To), за годы с 1960 по 2008.

Таблица 1 – Матрица корреляционных связей анализируемых показателей (обозначения в тексте). (Значения коэффициента корреляции/уровня значимости)

	To	δ	δW	Aoo	Ao1
B 1985- 2000	0,640 0,01	0,669 0,01			
To 1985- 2000		0,642 0,01	0,614 0,05		
δW 1960- 2008				0,304 0,01	
δW 1960- 2008					0,538 0,01

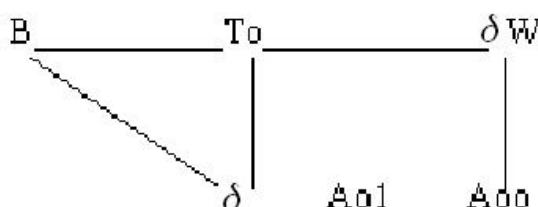


Схема связей анализируемых характеристик (обозначения в тексте)

80 %, поэтому может использоваться как показатель тенденции. Однако для нужд промышленности многолетний прогноз допустимо упростить с помощью разделения обоих показателей уравнения на 3 равновероятных диапазона: Н – низкое, С – среднее и В – высокое значение (табл. 2) [5], и представить зависимость соответствующей матрицей совпадения частот (табл. 3).

Из табл. 3 выявляется, что при низком значении климатического показателя никогда не бывает высоких уловов, вероятность средних достигает 33 %, а низких – 67 %. При высоких значениях указанного индекса вероятность высоких и средних уловов достигнет 75 %, при среднем значении δ вероятность таковых будет 2/3, а низких и высоких – по 1/3.

Таблица 2 – Равновероятные диапазоны величин уловов черноморского шпрота (т/час траления, В) и климатической характеристики (δ)

	H	C	V
B	0,78 и ниже	0,79 - 0,98	0,99 и выше
δ	0,53 и ниже	0,54 - 0,69	0,70 и выше

Наглядно система связей характеристик может быть представлена следующей схемой (рисунок).

Она интерпретируется следующим образом. Преобладание антициклонического типа циркуляции (высокое значение Aoo) обусловлено восходящей ветью в 70-летнем периоде скорости вращения Земли и увеличением к 2000 году уровня солнечной активности (комплексный показатель δW). Первая климатическая характеристика прямо связана с увеличением повторяемости зональных атмосферных переносов с запада на восток (Ao1). Это способствует повышению среднегодовой температуры воды в районе северо-западного шельфа Черного моря (To) и удержанию в его пределах вод Днепра и Дуная, что увеличивает трофность акватории и, следовательно, кормовую базу шпрота и выживаемость его молоди.

Независимо от точности объяснения физического механизма связей, для прогноза уловов шпрота предпочтительно выбрать аргумент при наивысшем коэффициенте корреляции и создать прогностическое уравнение. Таковым оказывается связь с климатической характеристикой (δ), которая может экстраполироваться ориентировочно на любое количество лет с учетом выявленной 70-летней цикличности.

Уравнение имеет вид: $B = 0,364 + 0,82\delta$.

Его обеспеченность не достигает необходимых

80 %, поэтому может использоваться как показатель тенденции. Однако для нужд промышленности многолетний прогноз допустимо упростить с помощью разделения обоих показателей уравнения на 3 равновероятных диапазона: Н – низкое, С – среднее и В – высокое значение (табл. 2) [5], и представить зависимость соответствующей матрицей совпадения частот (табл. 3).

Таблица 3 – Матрица соответствия частот (%) величин климатического показателя (δ) и уловов черноморского шпрота (В)

B	δ		
	H	C	V
H	67	17	25
C	33	67	25
V	0	17	50

Полученный результат, вместе с предшествующими упомянутыми нашими работами, показывает, что данный тип статистических моделей может быть использован для любых промышленных районов.

Литература

1. *Брянцев В.А.* Долгосрочный прогноз вылова ставриды в юго-восточной части Тихого океана // Рибне господарство України. – 2008. – № 7. – С. 28 - 30.
2. *Брянцев В.А.* Факторы, определяющие успешность промысла ставриды в юго-восточной части Тихого океана // Труды ЮгНИРО. – 2009. – Т. 47. – С. 206 - 212.
3. *Брянцев В.А., Ребик С.Т.* Предпосылки промысловой продуктивности в районе Патагонского шельфа // Труды ЮгНИРО. – 2011. – Т. 49. – С. 199 - 202.
4. *Брянцев В.А., Троценко Б.Г.* Предпосылки промысловой продуктивности в некоторых районах Южного океана // Труды ЮгНИРО. – 2010. – Т. 48. – С. 119 - 124.
5. *Брукс К., Карузерс Н.* Применение статистических методов в метеорологии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1963. – 416 с.
6. *Будыко М.И.* Изменения климата. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 280 с.
7. *Кудрявая К.И., Серяков Е.И., Скриптунова Л.И.* Морские гидрологические прогнозы. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 310 с.
8. *Сидоренков Н.С., Свиренко П.И.* Многолетние изменения атмосферной циркуляции и колебания климата в первом естественном синоптическом регионе // Долгопериодная изменчивость условий атмосферной среды и некоторые вопросы промыслового прогнозирования. – М., 1989. – С. 59 - 71.
9. *Чижевский А.Л.* Земное эхо солнечных бурь. – М.: Мысль, 1973. – 280 с.
10. *Шляхов В.А., Чашин А.К.* О состоянии запасов основных промысловых рыб Азовского и Черного морей в 2000 году и перспектива их промысла в 2002 году // Труды ЮгНИРО. – 2000. – Т. 45. – С. 11 - 20.
11. *Bryantsev V., Bibik V., Timofeev V., Trotsenko B.* Factor determined the Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) fisheries success in Atlantic part of Antarctic region // International Polar Year in Ukraine: result and horizons, Kharkiv (Ukraine), 22-24 May, 2009. – IAC, 2009. – P. 7.

УДК 639.234 (262.5)

К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ВЕЛИЧИНЫ ЗАПАСА И ДОПУСТИМОГО ВЫЛОВА БАРАБУЛИ *MULLUS BARBATUS PONTICUS ESSIPOV* В УКРАИНСКИХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

В. А. Шляхов¹, Д. К. Гуцал²

¹ Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮГНИРО)

² Восточно-Черноморская госрыбоохрана

*Приведены сведения о величине и составе промысловых уловов барабули *Mullus barbatus ponticus Essipov* в Черном море у берегов Крыма в 2000-2011 гг. Основываясь на промыслово-биологических данных и параметрах популяции, методом анализа размерных когорт определен запас и даны рекомендации по установлению допустимого изъятия этой рыбы в украинских водах Черного моря.*

Ключевые слова: Черное море, барабуля, крымское стадо, размерный состав, средняя масса, уловы, LCA, запас, промысловая смертность, допустимое изъятие

Введение

Барабуля является придонной бентосоядной рыбой, достигает длины более 30 см и возраста 10 - 12 лет [7]. В водах Украины обитают 2 промысловых стада (единицы запаса) барабули – кавказское (северо-кавказское) и крымское, относящихся к мигрирующей форме этой рыбы [4, 8]. В Черном море ареал взрослых особей кавказского стада охватывает шельфовые воды с глубинами менее 80 - 100 м от Адлера (Российская Федерация) до Керченского пролива, крымского стада – от Тендровской косы до Керченского пролива. Главные места промысла кавказского стада барабули расположены между портовыми пунктами Туапсе и Адлер [6], а крымского – между Алуштой и Севастополем. Значительная часть кавказского стада весной и в начале лета мигрирует на нагул в Азовское море. Барабуля крымского стада размножается в Черном море, на нагул часть его особей заходит в Азовское море.

Промысел барабули в Черном море осуществляется пассивными орудиями лова, в украинских водах разрешен ее специализированный лов закидными неводами и волокушами, однако основной объем вылова приходится на неспециализированный лов ставными неводами и донными ловушками. Промысловая мера на барабулю составляет 85 мм (стандартная длина).

В Черном море Украина практически не облавливает барабулю кавказского стада. Украинский вылов барабули в Азовском море и Керченском проливе не лимитируется. Величина запаса крымского стада барабули до 2011 г. не определялась, регулирование промысла осуществлялось путем ежегодного установления лимитов вылова в Черном море на основании экспертных оценок мощности облавливаемых поколений. Эти экспертные оценки не имели достаточной надежности из-за относительно небольшого объема собираемого ЮГНИРО материала о размерно-возрастном составе барабули, что иногда, как например в 2010 г., приводило к недооценке величины устанавливаемого лимита, его досрочному освоению и к неоправданной остановке промысла.

Целью настоящей работы является демонстрация возможности методической оценки определения запаса и допустимого изъятия крымского барабули в Черном море.

Материал и методы

Материалом исследований послужили массовые промеры и взвешивания барабули из промысловых уловов у берегов Крыма в период 2000 - 2011 гг. (по 600 - 3500 экз. ежегодно). Использованы также более ранние данные, полученные во время морских экспедиций ЮГНИРО.

Измеряли стандартную длину рыб – от вершины рыла (при закрытом рте) до начала средних лучей хвостового плавника (SL, мм) с точностью 1 мм, массу рыб по классам вариационных рядов определяли с точностью 1 г. Результаты измерений группировали и усредняли по классам вариационного ряда с 5-мм интервалами длины.

Величину запаса определяли методом анализа когорт длины (LCA) в модификации Джоунса, изложенной в методике ВНИРО [1].

Результаты и обсуждение

Считается, что зимовальный ареал барабули крымского стада охватывает исключительно черноморский шельф, прилегающий к южной оконечности Крымского полуострова. Зимовка обыч-

но происходит на участке от м. Херсонес до м. Меганом на глубинах 50 - 90 м, иногда – на глубинах 100 м и более. В теплые зимы район зимовки расширяется – в траловых уловах единичные особи барабули встречаются и у западного побережья Крыма, а также в Феодосийском заливе.

В конце марта - начале апреля начинается весенняя миграция к местам размножения и нагула, расположенным в пределах мелководной прибрежной зоны Черного моря, преимущественно в северо-западной и северо-восточной части Черного моря. Нерест происходит с середины мая по август, но чаще заканчивается в июне. В Азовское море на нагул заходят, главным образом, годовики, первый нерест которых будет происходить в следующем году. В теплое время года наибольшие концентрации барабули крымского стада наблюдаются в Каркинитском заливе, в районе Алушты, мыса Ай-Фока и в Керченском предпроливье [8]. В конце сентября начинается выход барабули из Азовского моря, длищийся до конца ноября. С наступлением холодов рыба уходит от берегов на зимовку.

Основной промысел барабули ведется в районе Севастополь - Алупка и имеет два пика вылова: весенний и осенний, которые сочетаются с ее миграциями. Как правило, осенний пик более выражен.

Первые оценки запаса барабули в Черном море на шельфе, прилегающим к берегам бывшего СССР, получены методом площадей по данным обработки октябрьских траловых уловов АзЧерНИРО (теперь ЮгНИРО) в 1963 - 1970 гг. [8]. Численность взрослой барабули оценена в пределах от 6,6 млн. шт. (1970 г.) до 61,1 млн. шт. (1965 г.), а сеголетков – от 0,3 (1969 г.) до 93,5 млн. шт. (1965 г.). К сожалению, авторы не привели сведений о площади зоны учета и о принятом в расчетах коэффициенте уловистости трала. К тому же эти оценки относятся к суммарной численности грузинского, кавказского и крымского стад. Поэтому первыми надежными оценками запаса барабули в Черном море следует признать оценки кавказского стада, выполненные Ю. Г. Домашенко [3, 4] методом виртуально-популяционного анализа (VPA). Используя пакет программ АтлантНИРО, автор оценил средний запас в 1982 - 1988 гг. в размере 1,7 тыс. т, а в 1989 - 1990 гг. – 0,8 тыс. т. Им же были оценены параметры популяций разных стад барабули и $F_{0,1}$, критерий щадящего уровня изъятия [3].

В 1992 г. в ЮгНИРО по данным осенней учетной траловой съемки донных рыб на СТМ «Игнат Павлюченков» был произведен расчет запаса барабули на шельфе моря от Адлера до о. Змеиного (коэффициент уловистости принимался равным 0,25). Данные тралового учета барабули в 1992 г. ранее не публиковались, поэтому мы приводим итоговую таблицу его результатов и размерный состав уловов (табл. 1, 2). Обращает на себя внимание высокая доля запаса, учтенного в украинских водах – 56,5 %. Поскольку съемка была выполнена преимущественно в сентябре, когда еще не завершился выход барабули из Азовского моря, можно предположить, что имел место недоучет, главным образом кавказского стада, которое всегда мощнее крымского.

Другой источник недоучета запаса барабули состоял в том, что прибрежная зона с глубинами менее 20 м, где распределялась значительная часть рыбы, не облавливалась. В особенностях недоучета были мелкие рыбы (сеголетки и двухлетки), об этом свидетельствуют данные табл. 2 о размерном составе уловов в Каркинитском заливе. Существенную неопределенность при оценке запаса по данным тралового учета вносит достаточно условное значение принимаемого коэффициента уловистости.

Но главная проблема использования учетных съемок

Таблица 1 – Оценка запаса барабули Черного моря по данным учетной траловой съемки ЮгНИРО в 1992 г., тыс. т*

Район	Глубина, м	Площадь, тыс. км ²	Средний улов за 0,5 часа траления, т	Запас, тыс. т
о. Змеиный - Тарханкут	20-50	15,56	0,0003	0,18
Каркинитский залив	20-50	5,12	0,003	0,66
Крымский	20-50	0,15	0,007	0,04
Северо-Восточный	20-60	2,88	0,010	1,17
Кавказский	20-50	0,52	0,022	0,48
	51-120	0,79	0,002	0,07
Всего	-	25,02	0,0025	2,60
в т.ч., в водах Украины	-	21,57	0,0016	1,47

*Данные из табл. 3.47 в рукописи отчета по теме 1.4.2 за 1992 г., фонды НТБ ЮгНИРО.

Таблица 2 – Размерный состав барабули в 1992 г. из траловых и ставниковых уловов, %*

SL	Район и орудия лова		
	Каркинитский залив		Феодосия
	трап	ставной невод	ставной невод
51-60	-	2,9	-
61-70	2,4	11,4	-
71-80	-	28,6	0,6
81-90	-	22,9	5,1
91-100	11	8,6	12,5
101-110	31,7	2,9	24,4
111-120	29,3	2,8	23,3
121-130	24,4	5,7	20,5
131-140	1,2	11,4	10,2
141-150	-	5,7	2,3
161-170	-	-	1,1
N, %	100	100	100
N, экз.	82	35	176
Ср. длина, см	11,2	9,3	11,4

*Данные из табл. 3.48 в рукописи отчета по теме 1.4.2 за 1992 г., фонды НТБ ЮГНИРО.

(ихтиопланктонных, траловых, эхометрических) как инструмента оценивания запаса промысловых рыб в украинских водах состоит в прекращении государственного финансирования морских экспедиций с 2000 г. Привлечение для выполнения съемок промысловых судов рыбодобывающих организаций не решает проблемы, поскольку обеспеченность оценок запасов при этом низкая, и имеет тенденцию к дальнейшему снижению [9]. Вот почему ЮГНИРО при оценивании запасов промысловых

рыб все чаще обращается к альтернативной группе методов, основанных на анализе промыслового-биологических данных. Самым распространенным из них является VPA, в котором основными входными данными является вылов, структурированный по возрастным группам (возрастным когортам), либо по размерным группам (когортам длины).

При наличии массовых промеров длины барабули, статистики вылова и оценок важнейших параметров ее популяции (параметров уравнения Берталанфи и коэффициентов естественной смертности) существует возможность методически определить величину запаса и допустимого улова (лимита) методом LCA в классической модификации Джоунса, подробно изложенным в методике ВНИРО [1]. После объединения материалов, полученных на контрольно-наблюдательных пунктах ЮГНИРО, и массовых промеров длины барабули в местах ее промысла, предоставленных отделом ихтиологии Восточно-Черноморской госрыбоохраны, нами сформирован массив данных размерной структуры уловов, которые послужили основой для реализации LCA (табл. 3).

Таблица 3 – Размерный состав (%) и средняя масса особей барабули в промысловых уловах у черноморского побережья Крыма в 2000 - 2011 гг.

SL, мм	Год											
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
61-65	-	-	-	-	0,0	-	0,0	-	-	-	-	-
66-70	-	-	-	-	0,0	-	0,0	-	0,2	-	-	-
71-75	0,5	-	-	-	0,0	0,1	0,5	0,1	0,7	0,1	0,1	0,2
76-80	0,8	-	-	-	0,1	0,3	0,9	0,6	0,9	1,5	0,5	1,0
81-85	4,2	0,4		0,3	1,2	1,9	3,0	1,5	1,2	5,6	0,8	2,0
86-90	13,0	2,8	2,3	3,4	3,5	3,9	7,5	5,2	5,9	9,7	11,3	7,5
91-95	16,2	4,1	4,1	6,7	0,3	6,2	9,7	8,0	13,3	17,6	14,5	12,8
96-100	19,8	9,6	9,6	7,8	6,2	9,2	12,0	13,2	12,5	15,2	12,5	9,3
101-105	13,0	16,0	15,9	11,5	9,0	12,2	13,5	12,2	13,0	15,8	15,4	12,2
106-110	9,5	13,8	11,8	13,5	10,7	12,7	14,5	11,1	12,8	13,1	15,7	14,3
111-115	6,6	9,4	12,5	13,9	10,9	11,3	12,4	9,8	10,4	7,0	12,2	10,9
116-120	8,3	7,9	8,9	11,4	14,5	9,4	9,1	8,0	10,9	4,9	8,6	9,3
121-125	2,4	12,0	10,7	13,1	13,4	9,2	6,1	8,2	6,4	2,5	3,2	6,4
126-130	2,4	9,3	7,7	6,8	10,6	7,3	4,5	7,6	4,0	1,3	1,9	4,9
131-135	1,3	7,6	6,9	3,9	9,1	4,9	2,8	5,5	3,2	4,9	1,5	4,9
136-140	1,2	4,0	4,8	2,8	5,3	4,4	1,8	4,0	1,7	0,4	1,3	2,8
141-145	0,5	1,9	2,6	1,2	2,6	3,9	0,9	2,2	1,7	0,1	0,4	1,5

Украиной в Черном море облавливается большая часть запаса крымского стада барабули, значительно меньшая его часть (представленная почти исключительно младшими возрастными группами) облавливается в южной части Азовского моря и Керченском проливе. По экспертным оценкам ЮгНИРО, в азовских уловах доля барабули крымского стада не превышает 25 %. По нашим сведениям, российские уловы барабули в Азовском море в 2000 - 2010 гг. или отсутствовали, не или же были незначительными, менее 1 т. Поэтому, путем суммирования всего вылова барабули в украинских водах Черного моря и четверти от ее вылова в Азовском море, мы экспертно оценили ту часть вылова, которая была получена в 2000 - 2011 годах при эксплуатации крымского стада (табл. 4).

В Азовском море, где в уловах барабули преобладает рыба кавказского стада, в последние три года также происходил рост вылова. В 2011 г. объем добычи барабули Украиной в Азовском море достиг своего максимума для 1990- и 2000-х гг. и на 6 % превысил рекордный черноморский улов 2010 г., который, впрочем, был ограничен величиной установленного лимита.

Метод Джоунса позволяет получать оценки запаса, усредненные за некоторый период, протяженность которого должна быть сопоставима с продолжительностью периода, в течение которого поколения подвергаются промысловому воздействию [5]. По литературным данным, барабуля в Черном море достигает 12-летнего возраста, но основу промысловой части популяций кавказского и крымского стад в 1960-, 1970- и 1980-х гг. составляли рыбы не старше 3-х лет [4, 8]. По данным ЮгНИРО, в 2000 - 2008 гг. подобная структура уловов барабули сохранилась (табл. 5). Соответственно, при оценке запаса барабули методом LCA мы оперировали структурированным по размерному составу выловом, усредненным по 3-летним периодам – 2000 - 2002, 2003 - 2005, 2006 - 2008 и 2009 - 2011 гг.

Таблица 4 – Вылов барабули Украиной в Черном и Азовском море в 2000 - 2011 гг. и его экспертная оценка, относящаяся к крымскому стаду

Год	Черное море, т	Азовское море, т	Крымское стадо	
			т	млн. шт.
2000	9,834	1,820	10,289	0,5704
2001	18,642	9,220	20,947	0,8009
2002	40,143	2,100	40,668	1,5407
2003	26,327	37,720	35,757	1,3671
2004	15,617	29,527	22,999	0,7966
2005	15,472	7,940	17,457	0,6778
2006	50,982	20,642	56,143	2,6076
2007	47,010	29,389	54,357	2,1980
2008	45,213	14,559	48,853	2,2405
2009	58,755	25,802	65,206	3,5537
2010	60,000	32,706	68,177	3,5043
2011	42,305	63,653	58,218	2,6224

Таблица 5 – Возрастной состав украинских уловов барабули в Черном море и Керченском проливе в 2000-2008 гг., %

Год	Возраст				
	0+	1; 1+	2; 2+	3; 3+	4; 4+
2000	-	59,3	27,2	10,4	3,1
2001	70,0	20,0	8,0	2,0	-
2002	2,5	68,6	18,3	7,5	3,1
2003	8,0	92,0	-	-	-
2004	0,5	82,1	14,9	2,5	-
2005	-	86,7	11,7	1,7	-
2006	9,5	45,3	36,9	8,3	-
2007	5,0	38,6	39,3	14,7	2,5
2008	-	61,3	35,5	3,1	0,1

Представленные данные свидетельствуют, что в 2000-х гг. наблюдалась тенденция в увеличении объема добычи барабули крымского стада преимущественно за счет роста вылова в Черном море. Снижение черноморского вылова в 2011 гг. объясняется исключительно организационными причинами: в мае уловы барабули на единицу промыслового усиления (резку невода) были рекордно высокими и достигали 1,5 т, хотя в статистику попадало не более 1/5 от реального вылова этой рыбы. Рыболовецкий колхоз «Путь Ильича», который в последние 3 года осваивал почти 50 % (около 30 т) лимита барабули в Черном море, в 2011 г. получил очень низкую ее квоту (8 т). В результате чего уже

с июня на промысел колхоз выставлял лишь половину от заявленных орудий лова, а большую часть улова барабули приходилось выпускать в море.

В Азовском море, где в уловах барабули преобладает рыба кавказского стада, в последние три года также происходил рост вылова. В 2011 г. объем добычи барабули Украиной в Азовском море достиг своего максимума для 1990- и 2000-х гг. и на 6 % превысил рекордный черноморский улов 2010 г., который, впрочем, был ограничен величиной установленного лимита.

Метод Джоунса позволяет получать оценки запаса, усредненные за некоторый период, протяженность которого должна быть сопоставима с продолжительностью периода, в течение которого поколения подвергаются промысловому воздействию [5]. По литературным данным, барабуля в Черном море достигает 12-летнего возраста, но основу промысловой части популяций кавказского и крымского стад в 1960-, 1970- и 1980-х годах составляли рыбы не старше 3 лет [4, 8]. По данным ЮгНИРО, в 2000 - 2008 гг. подобная структура уловов барабули сохранилась (см. табл. 5). Соответственно, при оценке запаса барабули методом LCA мы оперировали структурированным по размерному составу выловом, усредненным по трехлетним периодам – 2000 - 2002 гг., 2003 - 2005, 2006 - 2008 и 2009 - 2011 гг.

Начиная с возраста 1+ и длины 85 - 90 мм, барабуля входит в состав нерестового стада [4], поэтому рыба крупнее 85 мм отнесена нами к нерестовому запасу (SSB), а менее этой длины – к пополнению (R). Исходными данными для расчетов запаса (в млн. шт. и тоннах) в каждом 3-летнем периоде явились:

- вылов в млн. шт., структурированный по 5-мм классам длины;
- параметры уравнения Берталанфи и коэффициент естественной смертности ($K = 0,316$, $L_{\infty} = 17,97$ см, $M = 0,8$), взятые из [3];
- средняя масса барабули для каждого 5-мм класса длины.

Результаты расчета для последних 3 лет приведены в табл. 6, а для всего исследуемого периода изображены в виде диаграммы (рисунок). Согласно полученным оценкам, динамика запаса барабули отличается от динамики ее вылова – максимального значения начальный запас (866 т) и SSB (563 т) достигли в 2006 - 2008 гг., тогда как максимальный вылов и промысловая смертность были наибольшими в 2009 - 2011 гг.

По LCA в 2009 - 2011 гг. соотношение между пополнением и SSB (остатком) в среднем для 2009 - 2011 гг. было близким к 2 : 1, а доля пополнения в стаде составляла 65,5 % по численности и 40 % по биомассе. В промысле неполовозрелая часть запаса выступает в качестве прилова молоди, который в среднем для указанного периода равнялся 4 %. Отметим, что Правилами рыболовства допускается прилов немерной барабули при специализированном промысле не более 20 % по численности и при неспециализированном лове – не более 8 % от общей массы улова.

В принятой в Украине системе регулирования рыболовства важное место занимает ограничение размера вылова водных биоресурсов путем ежегодного установления лимитов или прогнозов их специального использования. По времени разработка биологических обоснований лимитов и прогнозов осуществляется в середине года, предшествующего их реализации, то есть с годичной или двухгодичной (поскольку на момент разработки обоснования доступна статистика полного вылова только за минувший год) заблаговременностью. В этой связи мы приводим схему вычисления общего допустимого улова (ОДУ) барабули на базе результатов LCA для последующего биологического обоснования лимита (прогноза), поскольку ОДУ является главным его ориентиром.

На примере оценок LCA для периода 2009 - 2011 гг. (табл. 6), предлагается следующий ход вычислений ОДУ барабули в Черном море в 2013 г.:

1. Принимается допущение, что усредненные для трехлетнего периода оценки являются оценками и на его последний год, т. е. на 2011 г.
2. Остаток от запаса в 2012 г. в штучном исчислении при известной величине начального запаса в 2011 г. $N_{2011} = 81,3134$ млн. шт., естественной смертности $M = 0,8$ и средневзвешенном коэффициенте промысловой смертности $F_{2011} = 0,257$ согласно уравнению Баранова будет равен $81,3134 \cdot e^{(0,8+0,257)} = 25,5672$ (млн. шт.).
3. Соотношение между пополнением и остатком в 2011 г. равняется 1,9/1,0. Если допустить, что в следующем году оно не изменится, тогда численность пополнения в 2012 г. $R_{2012} = 1,9 \cdot 25,5672 = 48,5777$ (млн. шт.), а численность начального запаса $N_{2012} = 25,5672 + 48,5777 = 74,1449$ (млн. шт.).
4. Используя широко применяемый в практике прогнозирования принцип «status quo», коэффициент промысловой смертности F_{2012} принимается равным F_{2011} , а размерно-весовая структура остатка в 2009 - 2011 и в 2013 гг. – одинаковой. После этого определяется численность остатка в 2013 г. как $74,1449 \cdot e^{(0,8+0,257)} = 23,3132$ (млн. шт.) и SSB (табл. 7).

Таблица 6 – Расчетные значения вылова по размерным группам Сi (млн. шт.), средневзвешенной промысловой смертности F, начального запаса N (млн. шт.), В и SSB (т) крымского стада барабули в среднем для периода 2009 - 2011 гг.

Li	2009 - 2011 гг.					
	Ci, млн. шт.	Ni нач., млн. шт.	Zi	Fi	Wi, г	B нач., т
61-65	0,0000	13,2623	0,800	0	3,6	47,744
66-70	0,0000	11,8741	0,800	0	4,3	51,059
71-75	0,0037	10,5776	0,802	0,002	6,2	65,581
76-80	0,0322	9,3672	0,823	0,023	7,3	68,380
81-85	0,0933	8,2178	0,873	0,073	9,0	73,960
86-90	0,3124	7,1000	1,073	0,273	10,9	77,390
91-95	0,4900	5,8723	1,301	0,501	12,7	74,578
96-100	0,4078	4,6005	1,305	0,505	14,6	67,168
101-105	0,4733	3,5466	1,534	0,734	17,1	60,647
106-110	0,4637	2,5575	1,762	0,962	20,8	53,196
111-115	0,3206	1,7082	1,734	0,934	23,7	40,484
116-120	0,2402	1,1130	1,816	1,016	28,4	31,609
121-125	0,1229	0,6837	1,567	0,767	35,4	24,202
126-130	0,0800	0,4324	1,527	0,727	36,7	15,870
131-135	0,1180	0,2644	2,694	1,894	41,5	10,971
136-140	0,0442	0,0965	2,574	1,774	44,0	4,246
141-145	0,0198	0,0324	3,194	2,394	33,8	1,094
146-150	0,0034	0,0059	2,748	1,948	49,6	0,293
151-155	0,0008	0,0011	3,503	2,703	55,0	0,060
61-155	3,2264	-	-	-	-	-
F	-	-	-	0,257	-	-
N	-	81,3134	-	-	-	-
B	-	-	-	-	-	769
SSB	-	-	-	-	-	384

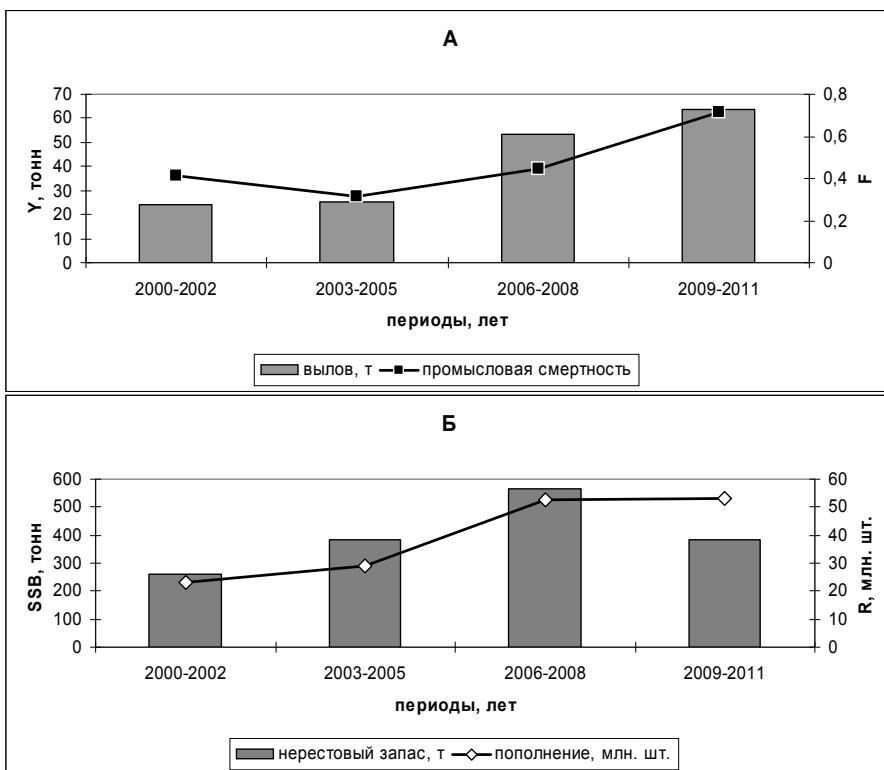
Таблица 7 – Расчет прогнозируемой численности размерных групп барабули в нерестовом запасе и SSB в 2013 г.

Li	2009 - 2011 гг. (данные из табл. 6)			2013 г.	
	Ni	%	Wi, г	Ni	SSB
86-90	7,1000	25,3	10,9	5,9085	64,403
91-95	5,8723	21,0	12,7	4,8869	62,063
96-100	4,6005	16,4	14,6	3,8285	55,896
101-105	3,5466	12,7	17,1	2,9514	50,469
106-110	2,5575	9,1	20,8	2,1283	44,269
111-115	1,7082	6,1	23,7	1,4215	33,690
116-120	1,1130	4,0	28,4	0,9262	26,305
121-125	0,6837	2,4	35,4	0,5689	20,140
126-130	0,4324	1,5	36,7	0,3599	13,207
131-135	0,2644	0,9	41,5	0,2200	9,130
136-140	0,0965	0,3	44,0	0,0803	3,534
141-145	0,0324	0,1	33,8	0,0269	0,910
146-150	0,0059	0,0	49,6	0,0049	0,244
151-155	0,0011	0,0	55,0	0,0009	0,050
61-155	28,0144	100	-	23,3132	384

5. Допустимый вылов Y_{2013} на целевом уровне ОДУ₂₀₁₃ вычисляется по уравнению Баранова

$$Y_{2013} = \frac{SSB_{2013} \cdot F_{0.1} \cdot [1 - e^{-(M+F_{0.1})}]}{M + F_{0.1}}, \text{ подстановка значений дает } Y_{2013} = 153 \text{ т.}$$

6. Часть из улова барабули крымского стада берется в Азовском море – в 2000 - 2011 гг. она составляла в среднем 18 %. Отсюда часть ОДУ₂₀₁₃, относимую к допустимому вылову (лимиту, прогнозу) в Черном море можно определить как $153 \text{ т} \cdot 0,82 = 125 \text{ т.}$



Средневзвешенная промысловая смертность и вылов (А), начальный запас и пополнение (Б) крымского стада барабули по итогам LCA

Сходная с предлагаемой схема оценки ОДУ крымского стада барабули и ее лимита специального использования в Черном море была использована в биологическом обосновании лимита этой рыбы на 2012 год. В принципе, она может получить дальнейшее развитие, например, после формализации зависимости «запас-пополнение», которая позволит методически прогнозировать величину ожидаемого пополнения с требуемой заблаговременностью.

Литература

1. Бабаян В.К., Булгакова Т.И., Бородин Р.Г., Ефимов Ю.Н. Методические рекомендации. Применение математических методов и моделей для оценки запасов рыб. – М.: ВНИРО, 1983. – 154 с.
2. Домашенко Ю.Г. Естественная смертность барабули северо-кавказского стада Черного моря // Вклад молодых ученых и специалистов в решение современных проблем океанологии и гидробиологии : тез. докл. III науч.-техн. конф. Крыма. – Севастополь, 1988. – С. 56 - 57.
3. Домашенко Ю.Г. О рыбохозяйственной значимости и современном состоянии исследований барабули Черного моря // Биологические ресурсы Черного моря : тр. ВНИРО. – 1990. – С. 134 - 139.
4. Домашенко Ю.Г. Биология и перспективы промысла барабули Черного моря : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М.: ВНИРО, 1991. – 21 с.
5. Позаченюк Л.А., Турега О.М., Пасинкова Л.О., Панов Б.М., Боровська Р.В., Шляхов В.О. та ін. Острів Зміїний та шельф: просторово-часова динаміка геоекологічного стану : монографія / Під. ред. К.А. Позаченюк // Сімферополь: Бізнес-Інформ, 2009. – С. 278 - 289, 311 - 318, 349 - 363.
6. Промысловое описание Черного моря Справочное пособие / Под ред. Г.А. Дубинца, Е.П. Губанова. – М.: ГУ навигации и картографии МО для МРХ СССР, 1988. – 140 с.
7. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря : Академия наук СССР. – Л.: Наука, 1963. – Вып. 31. – 546 с.
8. Сиротенко М.Д., Данилевский Н.Н. Барабуля // Сыревые ресурсы Черного моря : монография. – М., 1979. – С. 157 - 166.
9. Шляхов В.А. Состояние и проблемы исследований доступных Украине водных живых ресурсов Черного и Азовского морей // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : тези IV Міжнародної іхтіологічн. наук.-практичн. конф. – Одеса: Фенікс, 2011. – С. 269 -271.

**СОСТОЯНИЕ ПРОМЫСЛОВЫХ ПОПУЛЯЦИЙ АЗОВСКИХ
ПЕЛАГИЧЕСКИХ РЫБ В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЖЕЛЕТЕЛЬНЫХ
ГИДРОБИОНТОВ-ВСЕЛЕНЦЕВ**

А. К. Чащин, В. Е. Дубовик, С. А. Негода, А. В. Чашина

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮГНИРО)

*На основе многолетних данных о запасах хамсы и тюльки, а также сведений об изменениях биомассы кормового зоопланктона и гребневиков-вселенцев в Азовском море выявляются причины резких колебаний в промысловых уловах. Показано, что в последние три года гребневик *Beroe* стал значительно раньше проникать в Азовское море и практически полностью потреблять пищевого конкурента рыб гребневика *Mnemiopsis*. Биомасса кормовых организмов возросла в десятки раз. Состояние популяций хамсы и тюльки заметно улучшилось. Это позволяет рекомендовать расширение промысла в последующие годы.*

Ключевые слова: хамса, гребневик, промысел, биомасса, запас, зоопланктон

В последние 2 десятилетия состояние ресурсов наиболее массовых короткоциклических рыб (хамса, тюлька, ставрида и др.), обитающих в пелагиали Черного и Азовского морей также как и целого ряда демерсальных рыб (кефаль, барабуля и др.), чьи личинки и мальки нагуливаются у поверхности моря, во многом зависело от развития гребневика *Mnemiopsis leidyi* [7]. Начиная с конца 80-х годов прошлого столетия, когда этот атлантический вид был случайно интродуцирован в Азово-Черноморский бассейн и стал интенсивно потреблять зоопланктон, аборигенные виды планктофаги испытывают серьезный недостаток пищи [3]. Особенно длительным и серьезным оказалось воздействие мнемиопсиса на пелагических рыб в Азовском море [2, 5]. Безусловно, в связи с изменениями биомассы мнемиопсиса его негативное воздействие на кормовую базу и на состояние запасов рыб год от года то усиливалось, то ослабевало, о чем уже писали ранее [1, 8, 10].

Однако, в последнее десятилетие ситуация стала меняться довольно кардинально. В 1997 г. впервые болгарскими учеными в Черном море было отмечено появление другого вселенца – хищного гребневика *Beroe ovata*, питающегося практически только мнемиопсисом [18]. Появились данные, указывающие на улучшение состояния пелагического сообщества и в том числе промысловых рыб планктофагов в Черном море [9, 12, 16, 19]. В связи с этим нам представляется весьма актуальным, особенно для разработки долгосрочных прогнозов промысла сделать оценку современного влияния упомянутых ктенофор-вселенцев на промысловые ресурсы массовых рыб также и в Азовском море.

Материал и методика

Наиболее продолжительные ряды данных имеются для оценок запасов рыб получаемых по уловам стандартной лампары (разновидность небольшого кольцевого невода) в летний период, когда хамса и тюлька распределяются для нереста и нагула по всей акватории Азовского моря. Для получения более достоверных сведений об объемах вылова азовской хамсы, которая также добывалась в прилове с черноморской хамсой на зимовках в районе Грузии, учитывали результаты определения расовой принадлежности проб рыбы [15]. Соответственно, для периода, когда отмечался наибольший прилов азовской хамсы при промысле черноморской хамсы (1980 - 1989 гг.), статистические данные по вылову были скорректированы в большую сторону (табл. 1). Для азовской хамсы в отдельные годы были получены и оценки биомассы гидроакустическим методом на зимовках в период, когда весь промысловый запас собирается в плотные скопления [16]. Также в ходе гидроакустических съемок в период с 1992 по 2010 гг. осуществляли мониторинг миграций и процессов формирования промысловых косяков хамсы и тюльки на местах осенне-зимнего промысла.

Количественный учет гребневиков выполняли с помощью сети Бонго (газ-сито № 21) в летний период на акватории Азовского моря. Сеть буксировали при скорости 2,5 узла, облавливая по наклонной траектории всю толщу моря от дна до поверхности. Улов обоих конусов сети помещали в емкость с водой, где желетельные организмы разделяли по видам и просчитывали, с измерением их размеров и определением общего веса.

Кормовой зоопланктон облавливали в толще воды от дна до поверхности планктонной сетью, изготовленной из капронового сита № 49. Для выяснения интенсивности питания анализирова-

ли содержимое желудков рыб зафиксированных формалином. Компоненты пищевого комка идентифицировали по видам.

Результаты и обсуждение

Данные учетных съемок и промысловой статистики свидетельствуют о том, что даже при существенных объемах вылова до конца 80-х годов состояние промысловых популяций пелагических рыб было относительно благополучным (табл. 1). Причем такая же ситуация отмечалась и в Черном море. На фоне резкого сокращения уловов крупных более ценных рыб, что было связано с интенсивным антропогенным воздействием на морскую среду (загрязнение сточными водами, эвтрофикация, зарегулирование рек и т. д.), короткоциклические рыбы Азово-Черноморского бассейна, питающиеся планктоном, сохраняли высокую численность, а их уловы возрастили [9, 16]. Не исключено, что уменьшение потребления хамсы и тюльки хищными рыбами в 70 - 80-е гг. прошлого века способствовало сохранению высокого уровня запасов и уловов этих мелких рыб планктофагов. После вселения гребневика мнемиопсиса и последовавшего за этим бурного роста его биомассы, в 1989 - 1991 гг. лов азовской хамсы и тюльки активными орудиями – кошельковыми неводами был крайне затруднен. Как оказалось, причиной падения уловов явилось не только сокращение запасов хамсы и тюльки, но и изменение миграционного поведения этих рыб. Ранее при эколого-физиологических исследованиях было установлено, что все процессы формирования стай и скоплений у этих объектов определяются уровнем накопления «жирового депо» и темпом понижения температуры в осенний период [14]. Чем выше уровень жиронакопления в теле рыбы, тем меньшее требуется понижение температуры воды для формирования косяков хамсы и тюльки. Если до вселения мнемиопсиса азовская хамса после летнего нагула имела в теле содержание жира на уровне 18 - 22 %, то устойчивые косяки пригодные для облова кошельками в Керченском проливе формировались уже

Таблица 1 – Запасы и уловы азовской хамсы и тюльки (включая вылов России) и биомасса гребневика мнемиопсиса в 1981 - 2011 гг.

Годы	Хамса		Тюлька		Мнемиоп- сис, млн. т
	запас, тыс. т	вылов, тыс. т	запас, тыс. т	вылов, тыс. т	
1981	250	80,0	350	36,0	-
1982	265	72,0	440	126,0	-
1983	190	74,0	538	110,0	-
1984	150	104,0	440	75,0	-
1985	295	64,0	390	125,0	-
1986	220	104,0	380	90,0	-
1987	150	36,0	350	85,0	-
1988	100	66,0	540	37,0	-
1989	40	1,25	440	38,0	-
1990	10	10,04	300	1,0	-
1991	10	0,14	160	27,0	30,0*
1992	90	11,85	100	3,1	20*
1993	70	14,2	150	0,3	18,5*
1994	150-180	20,4	140-170	4,4	3,7
1995	260	29,5	190	7,0	2,6
1996	45	1,0	116	1,4	8,7
1997	120	10,0	260	1,5	6,5
1998	70	4,8	600	3,5	5,0
1999	40	2,9	400	10,8	11
2000	55	12,9	260-300	12,0	4,5
2001	100	17,4	600	25,0	0,8
2002	100-120	15,4	350	27,2	4,6
2003	70	11,76	400	17,5	2,1
2004	50-70	11,0	200	14,6	0,4
2005	45	6,7	400	19,3	4,8
2006	60	7,6	360	16,3	нет данных
2007	116	10,5	450	16,1	6,4
2008	250	16,8	500	17,8	10,2
2009	150	20,6	320	16,0	1,4
2010	480	23,0	210	15,7	0,52
2011	650	33,4	260	20,8	0,66

Примечание: * – данные АзНИИРХ.

при температуре 14 - 15 °С, а иногда, при особо высокой упитанности и жирности рыбы, скопления наблюдались и при температуре воды 16 °С. У тюльки, которая ранее осенью имела жирность до 24 - 26 % [6], образование плотных скоплений в центральной части Азовского моря начиналось в конце ноября при температуре 5 - 6 °С. В годы массового развития гребневика мнемиопсиса, когда состояние кормовой базы резко ухудшилось [1, 10], мы отмечали падение жирности хамсы и тюльки в 1,5 - 2 раза. Истощенная рыба в осенне-зимний период длительное время оставалась в разреженном состоянии и хуже агрегировалась в плотные стаи. В такие сезоны даже при относительно низких температурах – 11 - 13 °С хамса мигрировала через пролив мелкими стаями и промысловые суда редко обнаруживали косяки пригодные для замета. Выходя в более теплые воды Черного моря, хамса еще больше рассеивалась, после чего начинался ее повторный нагул. Обычно, этому способствовало то обстоятельство, что в Черном море кормовая база рыб была развита несколько лучше, по сравнению с Азовским морем, где при малом объеме воды негативное воздействие мнемиопсиса на кормовые объекты было наиболее существенным. Только если хамсе удавалось в результате питания в предпроливной зоне Черного моря повысить содержание жира в теле, промысловые косяки формировались у северного побережья Кавказа. Но здесь украинским рыбодобывающим приходилось нести дополнительные затраты на организацию экспедиционного лова в водах Российской Федерации. В случае же если рыба и в Черном море попадала в условия низкой биомассы зоопланктона, то она следовала далеко на юг, не обраzuя косяков. Естественная смертность истощенной хамсы на зимовках существенно повышалась. Это влекло за собой плохой возврат годовиков в Азовское море и дополнительно способствовало сокращению запаса. У тюльки аномалии в поведении и формировании зимних концентраций проявлялись в том, что при любом усиливении ветра косяки рассеивались и даже после прекращения шторма рыба более 3 - 4 суток удерживалась в разреженных концентрациях, обловы которых кошельковыми неводами были малоэффективными.

С. П. Воловик [5] приводит данные о том, что ареал мнемиопсиса в Азовском море в начале лета целиком определяется уровнем его биомассы в Черном море, где он имеется и зимой. Наш мониторинг биомассы мнемиопсиса в Азовском море показал, что до 2006 г. в заметных количествах этот гребневик распространялся по водоему только в июле месяце. Даже в первые после

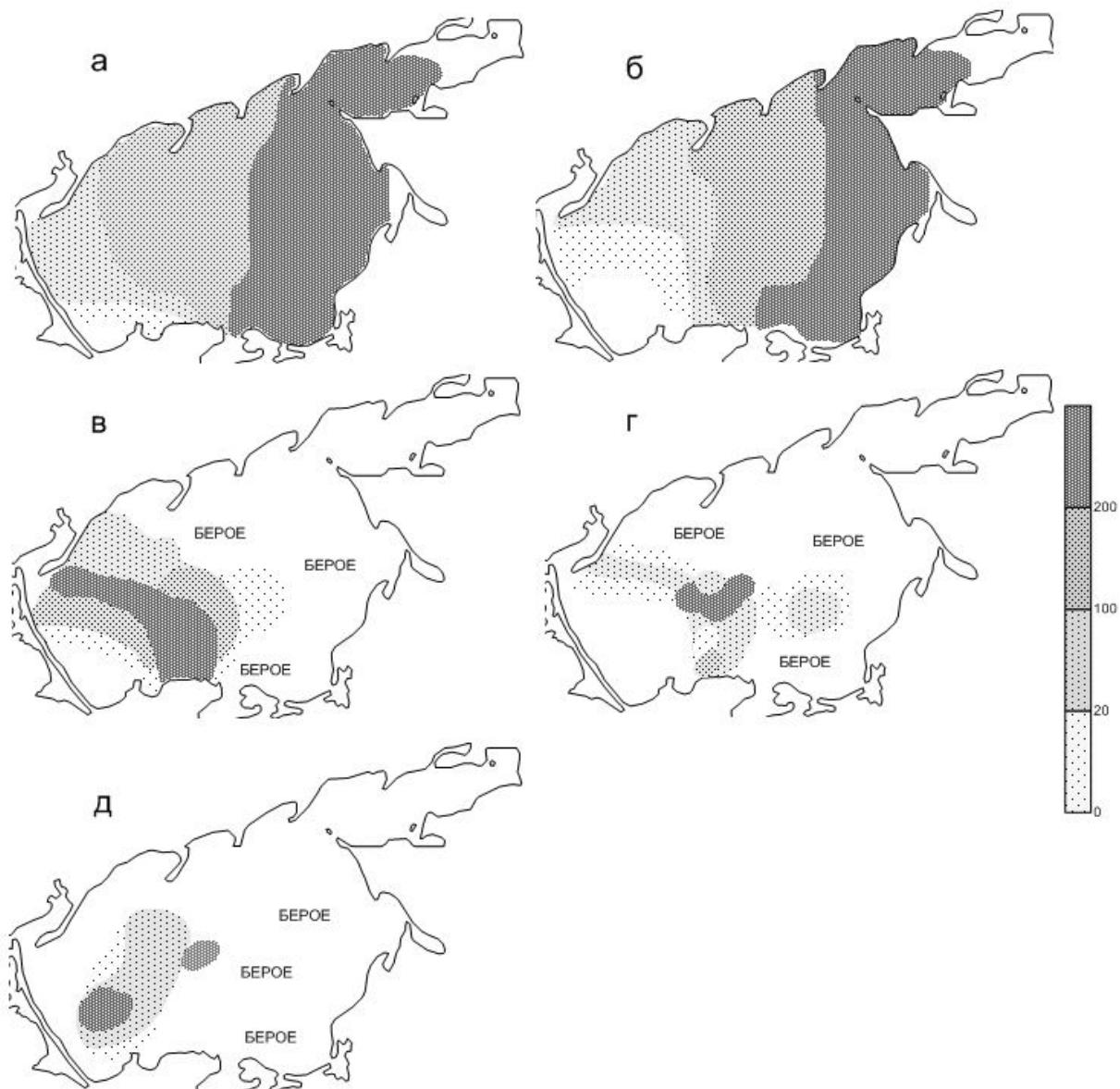
вселения гребневика годы, когда уровень его биомассы в Черном море был максимальным, в Керченском проливе и в предпроливной зоне моря он регистрировался не ранее последних чисел июня. По этой причине во все годы наблюдений с середины мая по конец июня уровень биомассы кормового зоопланктона оставался высоким (табл. 2), что обеспечивало возможность нормального нереста хамсы и тюльки и первоначального нагула этих рыб, в том числе первых генераций их личинок и мальков. Все проблемы с питанием хамсы и тюльки возникали уже во второй половине лета, когда мнемиопсис начинал бурно размножаться

Таблица 2 – Межгодовая изменчивость общей биомассы кормового зоопланктона (мг/м³) в Азовском море

Год/ мес.	IV	VI	VII	VII-VIII	VIII	IX-X
1986	140	90	128	-	207	79
1987	93	395	247	-	108	62
1988	7	24	26	-	50	15
1989	162	77	17	-	9	71
1990	283	158	42	-	2	10
1991	188	1184	96	-	1	1
1992	69	844	89	-	0,8	10
1993	80	318	663	40	6	13
1994	244	774	-	84	22	5
1995	172	159	-	56	8	26
1996	-	-	26	4	5	3
1997	3	-	-	7	5	4
1998	-	306	-	3	7	0,52
1999	-	-	-	-	0,59	0,27
2000	-	-	-	-	3,52	5,2
2001	60	-	-	561	347	-
2002	-	-	-	-	19	-
2003	-	-	-	-	11	16,7
2004	-	-	-	-	258	26
2005	-	-	-	-	30	-
2006	-	-	-	23	2	30
2007	-	-	-	8	9	21
2008	-	-	-	-	6	-
2009	-	-	-	-	110	174
2010	-	-	-	338	417	-
2011	-	-	-	-	1233	216

Примечание: до 1992 г. приведены данные АЗНИИРХ.

и конкурировать за пищу с рыбами. Ежегодно максимальный уровень биомассы этого гребневика приходился на конец июля - август (см. табл. 1). В это время показатели биомассы кормового зоопланктона падали (табл. 2), уменьшалась и доля ценных в пищевом отношении веслоногих раков – *Acartia clausi*, *A. tonza*, *Harpacticoida* sp., *Centropages kroyeri*, *C. spinosus*, *Eurytemora* sp., *Calanipeda aquae* и их науплиев, которые в первую очередь необходимы для питания выклюнувшейся молоди рыб. С конца лета показатели накормленности рыб снижались. В тоже время, были выявлены межгодовые различия в процессах распространения мнемиописса, которые существенно влияли на состояние популяций рыб. Во первых, было отмечено, что гребневик мнемиописс, переносимый от пролива циклоническим течением, всегда в первую очередь осваивает акватории юго-восточной части моря – Темрюкский залив и прилегающие воды. Только затем он распространяется к северу и в центральную часть моря, а в последнюю очередь следует на северо-запад и запад. Скорость этого распространения сильно отличалась год от года. Вероятно, она зависела от характеристик течения в каждый конкретный сезон. Однако, во все годы наблюдений наиболее длительным было пребывание мнемиописса в восточной части моря, где по этой причине негативное воздействие на кормовую базу рыб было наиболее серьезным, а наименьшие показатели плотности гребневика были в юго-западной части моря (Арабатский залив и район м. Казантип) (рисунок, а, б). Поэтому даже при самых низких осредненных для всего водоема значениях биомассы кормового зоопланктона, в юго-западной части моря отмечался более высокий уровень



Распределение биомассы гребневика мнемиописса по акватории Азовского моря, г/м²: а – 1989-1991 гг., 1995-1999 гг., 2004-2005 гг.; б – 1992-1994 гг., 2000-2003 гг.; в – 2009 г.; г – 2010 г.; д – 2011 г.

этого показателя. Эта особенность распространения мнемиопсиса по Азовскому морю привела к серьезным отличиям в воздействии этого вселенца на промысловые ресурсы двух основных промысловых объектов. Тюлька, которая размножается в опресненной восточной части моря и, в первую очередь, Таганрогском заливе, оказалась в существенно более неблагоприятных условиях нежели хамса. Хамса и до вселения гребневика чаще всего отмечалась летом в юго-западной и в центральной частях моря, в последние же два десятилетия смещение ее ареала к западу в процессе летнего нагула стало давать ей определенные преимущества по сравнению с тюлькой. Кроме того, хамсе присущ более широкий спектр питания. При падении биомассы зоопланктона, который выедался мнемиопсисом, хамса начинала потреблять червей полихет и взвешенные в воде органические частицы – детрит. Тюлька же всегда оставалась облигатным зоопланктонофагом и доля детрита в пищевом комке у нее была минимальной.

Как данные учетных съемок, так и материалы промысловой статистики показывают, что наиболее неблагоприятные условия для обитания азовских пелагических рыб складывались в первые годы после появления мнемиопсиса с 1989 по 1991 гг. В это время гребневик широко распространялся по Азовскому морю. Затем по мере сокращения его биомассы в Черном море [5, 7] ситуация стала меняться и в Азовском море. В 1992 - 1995 гг. ареал гребневика в летнее время либо не охватывал всю аваторию моря, либо его биомасса особенно в западных районах моря была пониженней (см. рисунок, б). Кормовой зоопланктон стал демонстрировать повышенные количественные показатели и улучшился качественно [1, 10]. В 1992 - 1994 гг. жирность хамсы возросла до 18 - 20 %, соответственно повысилась ее доступность для кошелькового промысла. Появившееся высокочисленное поколение обеспечило существенный рост запаса. Однако зашедшая в Азовское море в 1995 г. хамса имела столь высокую численность (см. табл. 1), что, при все еще сохраняющейся популяции мнемиопсиса, стала испытывать недостаток корма. В зимний период смертность истощенной рыбы резко возросла, и запас упал. С 1996 г. распространение мнемиопсиса вновь усилилось, а показатели кормовой базы ухудшились, что тут же негативно сказалось на промысловых ресурсах и добыче. Для промысла тюльки ситуация оставалась неблагоприятной еще более длительное время. Следует отметить, что уловы учетной лампары для тюльки стали плохо отражать реальную динамику запаса. Мелкая и весьма истощенная тюлька хуже избегала лампарту при облове, и доля улавливаемой учетным орудием рыбы изменилась в большую сторону. По этой причине на фоне отсутствия в море заметных промысловых скоплений тюльки, рассчитываемая по прежним коэффициентам величина запаса в период с 1995 по 2005 гг. не снижалась, а в отдельные годы – даже росла (см. табл. 1).

После того как с 1998 г. в Черном море, а с 1999 г. и в Азовском море стал распространяться хищный по отношению к мнемиопсису гребневик берое, ситуация стала меняться к лучшему. Однако, в связи с относительно малым водообменом через Керченский пролив, берое в первые годы своего расселения попадал в Азовское море только осенью к моменту, когда мнемиопсис уже успевал нанести ущерб кормовой базе и популяциям рыб планктонофагов. Вплоть до 2005 г. в августе и в первой половине сентября в Азовском море по-прежнему доминировал мнемиопсис и нагул рыб протекал при острой пищевой конкуренции с этим гребневиком. Лишь в конце сентября-октября берое распространялся до центральных районов моря и полностью потреблял мнемиопсиса. С похолоданием оба гребневика исчезали. Очевидно, что улучшение условий нагула при этом было не столь продолжительным. Промысел протекал не стабильно.

С 2005 г. процесс распространения берое заметно ускорился. Российские ученые стали отмечать расширение ареала берое в восточной части Черного моря [4, 13], что объясняли общим потеплением в зимний период. Работы проведенные в северо-западной части Черного моря, также выявили заметное сокращение периода развития мнемиопсиса, который выедался берое. Это обеспечило рост биомассы наиболее ценных кормовых организмов до уровня превышающего 100 мг/м³ [11]. Изменение ситуации в Черном море послужило причиной того, что берое стало почти на месяц раньше появляться и в Керченском проливе. Осенью 2006 г. жирность азовской хамсы вновь достигла нормального уровня. В 2007 г., когда берое уже в середине августа проник в южные квадраты Азовского моря, а в сентябре, потребляя мнемиопсиса, распространился по большей части акватории, промысловый запас хамсы увеличился вдвое, и появилось «урожайное» поколение молоди. При этом жирность рыбы была высокой и промысловые суда стали обнаруживать плотные косяки. Упитанная хамса, в том числе первого года жизни стала лучше переносить условия зимовки в Черном море. Уловы тюльки после появления берое тоже стали расти, но столь существенно как вылов хамсы. В процессах формирования скоплений тюльки пригодных для кошелькового лова длительное время улучшений не отмечали.

Наиболее масштабные учетные съемки удалось выполнить в 2009 - 2011 гг. Сетью Бонго во второй половине лета учитывались оба вида гребневиков. Однако, было установлено, что гребневик мнемиопсис распределяется далеко не по всей акватории моря. Помимо того, что мнемиопсис, как обычно, имел очень невысокие показатели численности в юго-западной части моря, куда он всегда попадает в последнюю очередь, он совершенно отсутствовал на станциях прилегающих к Кубанскому побережью. В северной части моря также отмечались только единичные экземпляры (рисунок, в, г). В 2009 году максимальные показатели биомассы мнемиопсиса на уровне 100-270 г/м² наблюдались лишь в центральных и в южных прилегающих к проливу с запада квадратах моря. Даже и эти значения биомассы мнемиопсиса были в 2 - 3 раза ниже, нежели отмечалось в предыдущие годы. Впервые за весь период наблюдений удалось выявить весьма раннее массовое распространение по акватории моря хищника, потребляющего мнемиопсиса – гребневика берое. И хотя средняя для всех станций биомасса берое была ниже нежели средняя биомасса мнемиопсиса, в квадратах прилегающих к проливу с севера и с востока (вдоль Кубанского побережья) этот показатель для берое достигала 100 г/м². Такое распределение берое также указывает на его дрейф от пролива преимущественно в восточном направлении. Площадь акватории, на которой встречался мнемиопсис, была примерно в два раза больше ареала берое, но значение общей биомассы берое в 2009 г. было всего лишь в три с половиной раза ниже биомассы его жертвы мнемиопсиса и составило 377 тыс. т. Ареалы гребневиков перекрывались весьма незначительно - на станциях, где встречался берое, мнемиопсис либо отсутствовал, либо отмечался единично. Подобное развитие ситуации в 2009 г. можно было предполагать заранее: уже в июле месяце, как никогда ранее, в проливе отмечались многочисленные мелкие особи берое размером 1 - 2 см. Биомасса кормового зоопланктона существенно возросла (см. табл. 2). В желудках хамсы и тюльки отмечались наиболее ценные пищевые объекты – ракчи Cladocera и Copepoda. К началу осенней путины 2009 г. валовое содержание жира у хамсы достигло высокого уровня – 17-19 % (анализы были выполнены ИнБЮМ). Появилось новое высокочисленное поколение. Причем молодь значительно дольше оставалась на нагуле в Азовском море и мигрировала через пролив только в начале октября. Промысел осенью развивался наиболее успешно: рыба следовала через пролив стабильными плотными косяками, которые не рассеивались даже при выходе в более теплые черноморские воды. Впервые за много лет украинским предприятиям удалось достичь вылова без малого 9 тыс. т только за счет промысла в проливе и на прилегающих акваториях двух морей.

С 2009 г. стали отмечаться более явные улучшения в состоянии промыслового ресурса тюльки. У этой пелагической рыбы произошло повышение средней навески. Зимой пригодные для облова кошельками концентрации тюльки наблюдались на ряде участков моря. К сожалению, длительное время добывающие суда были ориентированы преимущественно на лов тюльки тралями по различным научным программам. Сократившиеся мощности приемо-перерабатывающих предприятий также не позволяли быстро разгружать суда с уловами, что приводило к их простоям в портах. По этой причине предприятия не могли полноценно использовать для кошелькового лова столь не продолжительные в зимнее время периоды маловетренной погоды и уловы этой рыбы увеличились не столь заметно.

Летом 2010 г. ситуация практически повторилась: если в конце июня в проливе еще отмечался занос гребневика мнемиопсиса, то уже в первых числах июля из Черного моря стал проникать только берое. Площадь распространения берое по акватории моря еще более увеличилась. Полное доминирование берое сохранилось и в юго-восточной части моря. Лишь в центральных квадратах водоема, попавших, по-видимому, внутрь циклонического круговорота, мнемиопсис встречался в заметных количествах с показателями плотности – 250 - 700 г/м². Однако, площадь таких акваторий не превышала 10 % от всей площади моря (см. рисунок, г). Впервые было выявлено превалирование по биомассе хищного гребневика берое над его жертвой мнемиопсисом. Биомасса первого гидробионаста составила 0,60 млн. т., а биомасса второго – 0,52 млн. т (см. табл. 1). Это послужило причиной дальнейшего улучшения условий нагула рыб. Показатели биомассы кормового зоопланктона на станциях в южной части моря, особенно прилегающих к проливу превысили 300 мг/м³. Как показали материалы учетных съемок промысловый запас хамсы и численность ее молоди продолжили свой рост (см. табл. 1). Тенденция роста навески и упитанности тюльки также сохранилась.

Близкая ситуация складывалась и в 2011 г. В конце июня в проливе стал появляться гребневик мнемиопсис, который в массе заносился течением из Черного моря. Этот пищевой конкурент рыб первоначально довольно активно размножался, занимая южную и юго восточную части Азовско-

го моря. Однако, уже в середине июля были выявлены особи хищного гребневика берое, который также проник из Черного моря. Съемка проведенная в последних числах августа показала, что биомасса мнемиопсиса составляет 0,66 млн. т и лишь незначительно превышает биомассу берое, которая была оценена на уровне 0,44 млн.т. При этом, как и следовало ожидать, мнемиопсис совершенно отсутствовал в восточной части моря, которая практически целиком была занята берое. Высокие значения биомассы мнемиопсиса – до 250 г/м² были зафиксированы только на участках расположенных к северу от м. Казантип. В районе Арабатской стрелки ни тот ни другой гребневик не встречались (см. рисунок, д). Очевидно, что 2011 г., как и предыдущие 2 года, отличался относительно невысокой степенью негативного воздействия мнемиопсиса на кормовую базу рыб. Хотя упомянутые максимальные величины биомассы мнемиопсиса все же были отмечены в тех районах, где распределялась и нагуливалась азовская хамса. Это, безусловно сказывалось на ее темпе роста и жиронакопления.

Благодаря тому, что с 2007 по 2011 гг. в зимние периоды никаких серьезных понижений температуры воды в Черном море не наблюдалось, все возрастные группы хамсы хорошо переносили условия зимовки. Высокая урожайность молоди на протяжении этих лет, сокращение промыслового изъятия и пониженная смертность в холодное время года послужили причинами беспрецедентного роста запаса азовской хамсы, который имел место в 2011 г. (см. табл. 1). При столь большой численности популяции, даже в условиях наиболее благоприятного за последние 20 лет состояния кормовой базы (см. табл. 2), линейный рост хамсы в летний период 2011 г. оказался замедленным. Наиболее многочисленные в стаде двухлетние рыбы имели длину лишь около 8,0 см, а трехгодовалые особи только иногда по длине тела превышали 9,0 см. Таким образом, в осенне-зимний промысловый сезон 2011 - 2012 гг. не менее 2/3 стада по численности и около 1/2 – по весу оказалось сформировано рыбами с пониженными размерно-весовыми показателями. Несомненно, что ухудшение размерных показателей хамсы обусловлено «перенаселением» моря по этому виду рыб. Пищевая конкуренция явно стала возрастать и внутри самой популяции хамсы.

Рост запаса азовской хамсы послужил причиной ее расселения и по акватории Черного моря. В том числе наблюдалась массовая миграция рыб азовской расы от мест зимовки у берегов Крыма в распресненную северо-западную часть Черного моря. Это способствовало более интенсивной гибридизации черноморского и азовского подвидов хамсы в последние годы.

Материалы, полученные в последние три года показывают, что появление гребневика берое в Азовском море в летний период повлекло за собой и улучшение состояния популяции тюльки. Тем не менее, в связи с тем, что у тюльки нерест протекает на полтора месяца раньше, чем у хамсы, молодь этого вида по-прежнему появляется в период наиболее массового развития мнемиопсиса, который интенсивно потребляет кормовой зоопланктон. Это негативно сказывается на формировании численности поколений. По этой причине на фоне резкого увеличения запаса хамсы запас азовской тюльки увеличился лишь незначительно. Скопления ее в зимний период занимают не столь большие площади как ранее. Хотя современные условия для кошелькового промысла следует признать существенно более благоприятными, нежели те, что были до вселения берое. Даже при пониженном по сравнению с хамсой уровне пополнения молодью и соответственно не высоком уровне запаса, тюлька стала хорошо доступной для облова кошельками. Причиной тому увеличение до 20 % содержания жира в теле этой рыбы. То есть, несмотря на плохие условия нагула в весенний период, когда выклевываются личинки, рыбы прошедшие этот этап, во второй половине лета, когда мнемиопсис практически исчезает, «наверстывают» упущенное и интенсивно питаются. Эта жирная и довольно крупная тюлька длиной 6-7 см образует, хотя и небольшие, но очень плотные косяки, на которых заметы достигают по крайней мере 20 т. Добывавшееся в 2011 - 2012 гг. высококачественное сырье было пригодно для выпуска копченой продукции пользующейся наибольшим спросом у потребителей. Только по причине малого количества сейнеров с кошельками, отсутствия приемо-транспортного флота и не достаточной мощности береговых цехов добыча тюльки не достигла и половины от установленного допустимого объема изъятия (70 тыс. т). Весенний промысел тюльки ставными неводами протекает значительно хуже – вылов в 2011 г. не превысил 1,0 тыс. т. По видимому, крупная, но малочисленная тюлька ныне в меньших количествах заходит на нерест в Таганрогский залив, который является основным районом промысла прибрежными орудиями.

В последние четыре года в пробах зоопланктона из южной части Азовского моря нами стали отмечаться личинки гребневика берое размером 0,1 - 1,5 мм, что свидетельствует о его размножении в этом водоеме. Несколько реже фиксировали и яйца этой ктенофоры. В 2009 г. на станциях в центральной части моря и у Кубанского побережья численность личинок берое в одном куби-

ческом метре воды колебалась в пределах от нескольких десятков до 170 экземпляров. В 2010 г. этот показатель находился в пределах 4 - 36 экз./м³. В 2011 г. средняя плотность личинок берое в водной толще составила 7 экз./м³. К настоящему времени мы располагаем недостаточными материалами, чтобы полностью характеризовать процессы размножения берое в Азовском море. Необходимо дальнейшее изучение этого вопроса. Тем не менее, установленным фактом является то, что берое не только заносится через пролив из Черного моря, но и размножается в Азовском море.

Заключение

Наступившее улучшение условий нагула пелагических рыб открывает хорошие перспективы для промысла. Путина азовской хамсы в 2010 - 2011 гг. показала, что вылов рыбы в настоящее время сдерживается исключительно за счет не достаточного развития приемных и перерабатывающих мощностей на береговых цехах. Многие предприятия за годы депрессии запаса сократили свои мощности для посева и хранения рыбы. Малочисленными стали сейнера с кошельковыми неводами. Следует отметить, что и в Черном море перспективы промысла массовых рыб и в первую очередь черноморской хамсы существенно улучшились с появлением гребневика берое. Отмечаемое некоторыми авторами отсутствие роста уловов в Черном море [12], на наш взгляд, связано только с неблагоприятной политической и экономической ситуацией в районе грузино-абхазского побережья, на который всегда приходилось около трети всего улова в водоеме. Во всяком случае учетные акустические съемки проводившиеся нами в 1997 - 2003 гг. выявили восстановление биомассы хамсы в водах Грузии до прежнего высокого уровня 250 - 380 тыс. т. По сообщению грузинского Министерства охраны природы в 2009 - 2010 гг. благодаря использованию арендованных в Турции сейнеров годовой улов в этом районе также стал расти и достиг 30 тыс. т. В этой ситуации, следует рекомендовать рыбодобывающим предприятиям наращивать производственные мощности для промысла и переработки хамсы и других массовых рыб по всему бассейну. Параллельно должны быть решены задачи подписания соглашений разрешающих работу украинских судов в водах соседних стран. Безусловно, в первую очередь необходимо в рамках межправительственного соглашения возобновить договоренности с Российской Федерацией на промысел в районе Северного Кавказа.

Учитывая положительный эффект, который оказывает гребневик берое на условия нагула рыб, следует изучить возможность ежегодного искусственного переноса в весенний период этого гребневика из Черного моря в Азовское море. Также следует провести эксперименты по содержанию берое в условиях аквакультуры в береговых хозяйствах. После отработки соответствующей биотехники возможно будет осуществлять регулярные интродукции берое в мелководные районы моря, где он будет предотвращать рост биомассы пищевого конкурента рыб мнемиопсиса.

Литература

1. Будниченко Э.В., Фирулина (Чаццина) А.В., Булгакова Ю.В. Условия нагула азовской хамсы в летне-осенний период 1995-1996 гг. // Вопр. ихтиологии. – 1999. – Т. 39, № 2. – С. 233 - 240.
2. Воловик С.П., Луц Г.И., Мирзоян З.А., Пряхин Ю.В. Вселение гребневика мнемиопсиса в Азовское море: предварительная оценка последствий // Рыбн. хоз-во. – 1991. – № 1. – С. 47 - 49.
3. Виноградов М.Е., Шушкина Э.А., Мусаева Э.И., Сорокин Ю.И. Новый вселенец в Черное море - гребневик *Mnemiopsis leidyi* // Океанология. – 1992. – Т. 29, № 2. – С. 293 - 299.
4. Виноградов М.Е., Виноградов Г.М., Лебедева Л.П. и др. Состояние популяций гребневиков северо-восточной части Черного моря в 2005 г. // Океанология. – 2006. – Т. 46, № 3. – С. 406 - 414.
5. Гребневик *M. leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях: биология и последствия вселения / Под ред. д. б. н., проф. С.П. Воловика. – Ростов н/Д: БКН, 2000. – 500 с.
6. Луц Г.И. Экология и промысел азовской тюльки. – Ростов н/Д, 1986. – 88 с.
7. Чаццин А.К., Гришин А.Н., Дубовик В.Е., Патюк В.В. Межгодовая и сезонная динамика развития гребневика мнемиопсиса *Mnemiopsis leidyi* и его влияние на ресурсы пелагических рыб Азово-Черноморского бассейна // Тр. ЮГНИРО. – Керчь: ЮГНИРО, 1996. – Т. 42. – С. 152 - 161.
8. Чаццин А.К. Причины увеличения вылова хамсы и тюльки и возможности оптимизации их добычи // Рыбн. хоз-во Украины. – 2001. – № 3 - 4. – С. 10 - 12.
9. Чаццин А.К. Состояние промысловых популяций пелагических рыб Черного моря // Еколігічні проблеми Чорного моря : сб. ст. межд. научно-практ. конф. – Одесса, 2007. – С. 369 - 373.
10. Чаццина А.В. Питание азовских рыб планктофагов в современный период // Рыб. хоз-во Украины. – 2001. – № 5. – С. 35 - 38.
11. Чаццина А.В. Состояние кормового зоопланктона в современный период в северо-западной части Черного моря // Еколігічні проблеми Чорного моря : сб. ст. межд. научно-практ. конф. – Одесса, 2007. – С. 365 - 368.

12. Шляхов В.А., Гришин А.Н. Состояние планктонного сообщества и промысла пелагических рыб в Черном море после вселения гребневиков *Mnemiopsis leidyi* и *Beroe ovata* // Рыб. хоз-во Украины. – 2009. – № 5. – С. 53 - 61.
13. Шиганова Т.А. Чужеродные виды в екосистемах южных внутренних морей Евразии : автореф. дисс. ... док. биол. наук / ИоРАН, Москва. – 2009. – 58 с.
14. Шульман Г.Е. Физиолого-биохимические особенности годовых циклов рыб. – М.: Пищевая пром., 1972. – 368 с.
15. Chashchin A.K. The Black Sea populations of anchovy // The European anchovy and its environment. – Scientia Marina. – 1996. – V. 60 (Supl. 2). – Pp. 219 - 225.
16. Chashchin A.K. The anchovy and other pelagic fish stocks transformations in the Azov-Black Sea basin under environmental and fisheries impact // The Proceedings of the First Int. Symposium on Fisheries and Ecology. Trabzon (Turkey), 1998. – Pp. 1 - 10.
17. GESAMP. Report for the Meeting UNEP/IMO/FAO/UNESCO. – Second meeting of the GESAMP Working group on Opportunistic Settlers and the problem of the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. – Draft 2. – Geneva, 1995. – 65 p.
18. Konsulov A.S., Kamburska L.T. Ecological determination of the new Ctenophore – *Beroe ovata* invasion in the Black Sea // Oceanology. Proc. Inst. Oceanol. – Varna, 1998. – Pp. 195 - 198.
19. Shlyachov V.A., Daskalov G.M. Chapter 9 The state of marine living resources / Ed. by Temel Ogus // State of the Environment of the Black Sea (2000-2006/7) : Publication of the Commission on the protection of the Black Sea against pollution. – Istanbul, 2008. – 3. – P. 321 - 364.

УДК 639.2/.3 (262.5.05) (262.4.07)

КОМПЛЕКСНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА НИЖНЕГО ДНЕСТРА В 2011 Г.

С. Г. Бушуев¹, С. М. Снигирев²

¹Государственное предприятие «Одесский центр Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии» (ГП «ОдЦ ЮГНИРО»)

²Одесский университет им. И.И. Мечникова : Региональный центр интегрированного мониторинга

В данной работе представлены результаты исследований водоемов Нижнего Днестра в пределах Украины. Показан современный состав ихтиофауны рр. Днестр и Турунчук, плавневых озер и Днестровского лимана. Представлены результаты эхометрической съемки русла рр. Днестр и Турунчук, приведен перечень основных потенциальных зимовальных ям. Показано воздействие уровневых режимов р. Днестр на нерест фитофильных видов рыб.

Ключевые слова: Нижний Днестр, экосистема, ихтиофауна, зимовальные ямы, нерест

Водоемы бассейна Нижнего Днестра представляют собой единую уникальную экосистему, которая характеризуется значительным биоразнообразием, в том числе и ихтиофауны, объединяющей представителей четырех основных фаунистических комплексов (пресноводный, каспийский, морской средиземноморский и морской boreальный). Существенные изменения экосистемы Днестровского лимана, вызванные гидротехническим преобразованием речной системы, разработкой песчано-гравийных смесей, общим загрязнением вод и др. привели к сокращению видового состава ихтиофауны р. Днестр, повлияли на состояние популяций туводных литофильных и пелагофильных видов рыб [2, 3, 10 - 12]. В настоящее время в результате гидротехнического строительства бассейн Днестра оказался разделенным на три изолированных участка, в каждом из которых формирование ихтиофауны происходит независимо.

Водоемы Нижнего Днестра относят к наиболее изученным на территории Украины. Результаты исследований одной из последних комплексных фундаментальных работ в бассейне Днестра приведены в конце 90-х годов прошлого столетия [4]. Настоящее исследование ихтиофауны и выявление особо ценных участков акватории Нижнего Днестра для обеспечения жизнедеятельности рыб (потенциальных зимовальных ям, мест зимовки и нагула) в рамках проекта ОБСЕ / ЕЭК ООН / ЮНЕП «Трансграничное сотрудничество и устойчивое управление в бассейне р. Днестр: Фаза III – реализация программы действий» («Днестр - III») явилось качественно новым исследованием как современного состояния рыбного населения реки, так и исследованием функциональных характеристик экосистемы в целом.

Экспедиционные исследования были проведены в период с мая по октябрь 2011 г. в ходе 3 экспедиций и 5 однодневных выездов на 9 станций в бассейне р. Днестр (от с. Пуркарь до устья р. Днестр в Днестровском лимане, в Глубоком Турунчуке, от с. Троицкое до слияния рек Турунчук и Днестр).

С целью выявления и картирования зимовальных ям были проведены экспедиции на арендованных плавсредствах: мотоботе УОА 3952 и мотоботе «Дуэт» типа СМБ-40, оборудованные эхолотом и прибором GPS. Для обследования нерестилищ и мелководных участков плавней, включая озера, использовалась арендованная лодка типа «Южанка», оснащенная двигателем 15 л.с. Картирование потенциальных зимовальных ям с определением их параметров и координат в нижнем течении рек Днестр и Турунчук проводилось с использованием эхолота и средств позиционирования на местности (GPS). Промеры глубины в водоемах бассейна Нижнего Днестра на участке с. Пуркарь - устье р. Днестр были проведены в 496 точках на протяженности 117,5 км, в т. ч. на 85,6 км от места впадения Днестра в Днестровский лиман до с. Пуркарь, в рукаве Днестра Глубокий Турунчук (56 точек на протяжении 5 км) и от места впадения Турунчука в Днестр до с. Троицкое (91 точка на протяжении 26,3 км).

При проведении эхолотных съемок русла регистрировались также места концентрации рыбы.

Оценка влияния гидрологического режима р. Днестр на состояние нерестилищ и эффективность нереста основывалась на данных, полученных в гидроэкологической научно-учебной лаборатории Одесского государственного экологического университета (ОГЭКУ) и материалах камеральной обработки рыб, проводимой в лабораториях ОдЦ ЮГНИРО.

Для лова рыбы использовали жаберные сети, (размер ячей 13, 30 и 65 - 70 мм, длина 30, 100 и до 500 м, соответственно), мелкоячеистую волокушу (длина 10 м, высота 1,2 м), драгу (ширина

1,1 м высота 0,5 м), а также сачок для отбора ихтиологических проб. Всего было отобрано 37 проб, камеральную обработку которых проводили в лаборатории ОдЦ ЮГНИРО.

Обработку ихтиологического материала осуществляли общепринятыми методами [9]. Определение рыб проводили с использованием определителей [1, 6]. Выловленную рыбу после определения и подсчета отпускали в живом виде.

В результате проведения эхолотной съемки на Украинской части Нижнего Днестра выявлено 45 потенциальных зимовых ям (рис. 1).

По количеству потенциальных зимовых ям на участке от с. Пуркарь до устья р. Днестр обследованные акватории Днестра можно условно разделить на пять районов:

- от границы Украины до с. Оланешть (длина участка 7,5 км, 4 ямы);
- между селами Оланешть и Коркмаз (длина участка 23,35 км, 12 ям);
- между селами Коркмаз и Паланка (длина участка 17,26 км, 4 ямы);
- между селами Паланка и Маяки (длина участка 20,73 км, 6 ям);
- от с. Маяки до места впадения Днестра в Днестровский лиман (длина участка 16,82 км, 7 ям).

В р. Турунчук проведен 91 замер глубин на протяжении маршрута 26 км. На исследованном участке от с. Троицкое до впадения р. Турунчук в р. Днестр обнаружено 10 потенциальных зимовых ям глубиной от 10 до 13 м при максимально зарегистрированной глубине 14 м.

Сравнение результатов промеров в 2011 г. с данными лоции 1980 года показало наличие заметных изменений профиля русла на отдельных участках реки. Наибольшая плотность потенциальных зимовых ям отмечается на участке ниже с. Чобручи (левый берег). На украинском участке нижнего течения р. Днестр и его рукавов Турунчук и Глубокий Турунчук из 45 выявленных в 2011 г. потенциальных зимовых ям лишь 8 включены в действующий перечень мест зимовки водных биоресурсов, на которых вводится сезонный запрет (ноябрь - март) на все виды лова.

Все эти 8 зимовых ям находятся на участке р. Днестр от устья до границы с Молдовой в районе с. Паланка. На этом же участке нами выявлено всего 11 потенциальных зимовых ям. Таким образом, из имеющихся здесь 11

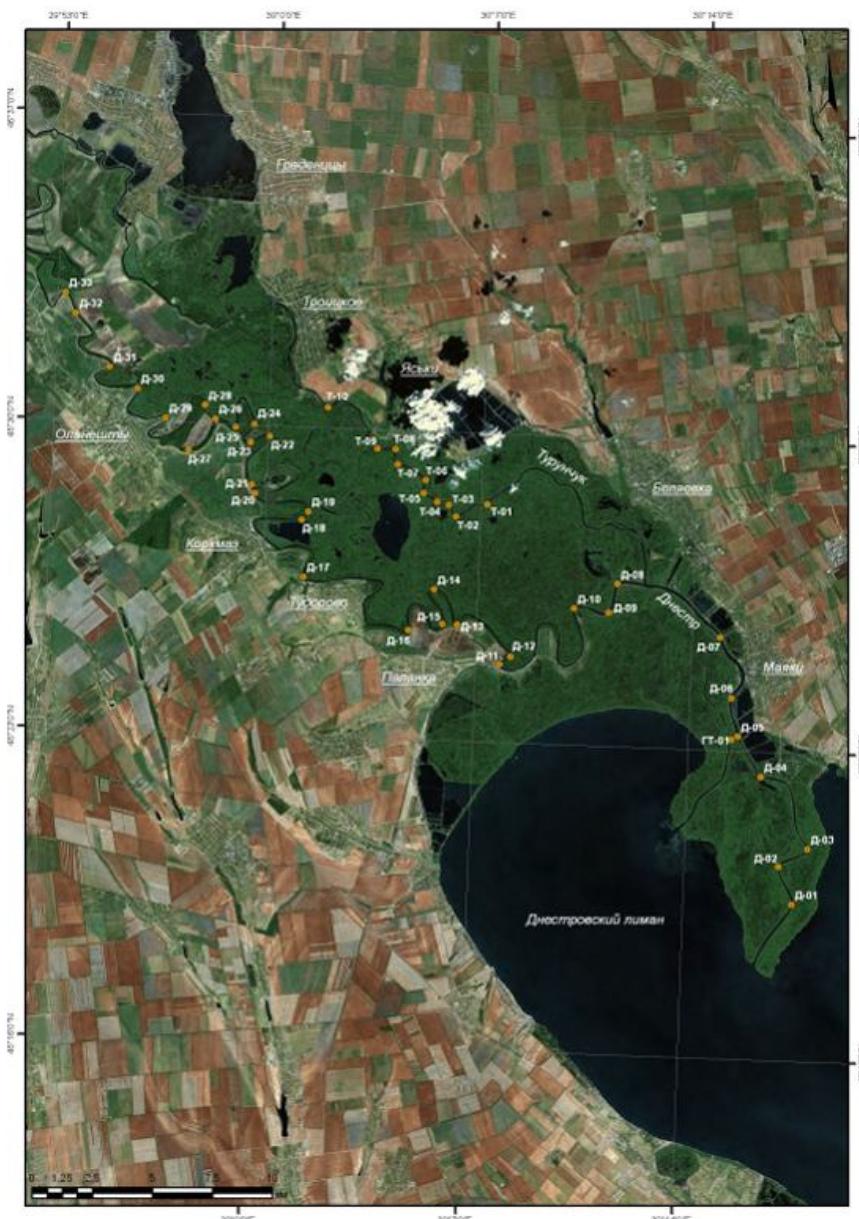


Рисунок 1 – Карта-схема потенциальных зимовых ям в бассейне Нижнего Днестра от с. Пуркарь до устья р. Днестр в 2011 г.

ям сезонный запретный режим вводится на 8, а на остальных участках – из 34 – ни на одной. Избирательность органов рыбоохраны по установлению запретных мест зимовки объясняется тем, что именно этот участок реки является наиболее доступным и активно используемым для промышленного и любительского лова. Вышерасположенный участок Днестра и рукав Турунчук в значительно меньшей мере используются украинскими рыбаками – как любителями, так и профессионалами. Тем не менее, ямы, расположенные на пограничных участках р. Днестр выше с. Паланка, легко доступны для любительского и браконьерского лова жителям прибрежных молдавских сел (Пуркарь, Оланешть, Коркмаз, Тудора). Очевидно, что наиболее эффективная охрана миграционных и зимних скоплений рыб на ямах в этих местах может осуществляться органами рыбоохраны Республики Молдова.

С целью установления охранного режима на выявленных ямах места их расположения на реках Днестр, Турунчук и Глубокий Турунчук и координаты будут переданы органам рыбоохраны Украины (Западно-Черноморское государственное бассейновое управление охраны, использования и восстановления водных живых ресурсов и регулирования рыболовства) для обозначения их на картах и установления аншлагов.

Наиболее высокая плотность потенциальных зимовых ям (одна яма на 2 км русла Днестра) приходится на участок р. Днестр с наибольшим количеством меандров между селами Оланешть и Коркмаз.

Полученные результаты демонстрируют эффективность применения метода эхолокации для выявления путей и сроков сезонных миграций рыб и целесообразность проведения дополнительных исследований в этом направлении с определением видового состава мигрирующих и зимующих видов рыб с подтверждением данных эхолокации контрольными выловами.

При обобщении результатов анализа ловов рыбы, которые проводили в бассейне Нижнего Днестра от с. Паланка до устья реки в летне - осенний период 2011 г., промысловых уловов рыбодобывающего предприятия «Калкан», проводившихся в режиме научно-исследовательских ловов, а также уловов рыбаков-любителей было отмечено 27 видов рыб из 6 отрядов, 10 семейств, 25 родов: отряд сельдеобразных Clupeiformes (сем. Clupeidae – 2); отряд карпообразных Cypriniformes (сем. Cyprinidae – 10, сем. Cobitidae – 2); отряд иглообразных Syngnathiformes (сем. Syngnathidae – 1); отряд окунеобразных Perciformes (сем. Centrarchidae – 1; сем. Percidae – 3; сем. Gobiidae – 5); отряд сомообразных Siluriformes (сем. Siluridae – 1); отряд щукообразных Esociformes (сем. Esocidae – 1, сем. Umbridae – 1) (таблица).

Ихиологические исследования последних лет, в том числе и собственные [7, 8, 10, 12], показывают, что видовой состав ихтиофауны водоемов бассейна Нижнего Днестра может насчитывать около 60 - 68 видов. Обнаружение относительно небольшого числа видов рыб в дельте Днестра в летне - осенний период 2011 г., очевидно, связано с селективностью применяемых орудий лова, непродолжительностью исследований и, в первую очередь, с ограниченностью площади районов исследований. Для более детальной инвентаризации ихтиофауны Нижнего Днестра необходимо продолжить мониторинговые исследования с использованием разнообразных орудий лова и проведением круглогодичных ловов на всех участках реки и Днестровского лимана.

Согласно результатам исследований в июле 2011 г. в уловах волокушей на мелководных участках р. Днестр по численности доминировали уклека (88,4 %), по массе – уклека и щука (50,5 и 42,9 % соответственно). Видовой состав рыб в уловах летом в р. Турунчук был значительно разнообразнее (14 видов). По численности доминировали густера (23,6 %), лещ (15,1), плотва (12,9), по массе – щука (82,5 %).

Вылов рыбы при помощи мелкочаечистых жаберных сетей с ячеей 13 и 30 мм показал, что в июле р. Днестр по численности и массе доминирует густера (29,5 - 55,6 и 13,8 - 29,8 % соответственно), лещ (27,6 и 13,3 %), уклека (14,3 и 14,3 %), окунь (22,2 и 26,2 %) (рис. 2). По массе также значительны уловы хищных рыб: щуки и жереха (16,4 и 23,6 % соответственно). Анализ промысловых уловов (ставные сети 60 - 75 мм) показал, что в летний период в низовье р. Днестр и в Днестровском лимане по массе доминировали лещ (71,3 %) и карась серебряный (17,9 %). Масса других видов рыб в этот период в уловах была незначительна и составляла: карпа – 5,4 %, судака – 5,1 %, толстолобика белого и сома – менее 1 %.

В целом, структура уловов 2011 года отражает негативные изменения ихтиоценоза р. Днестр, которые произошли в регионе за полувековой период вследствие усиления антропогенного пресса. При сравнении результатов ихиологических исследований 2011 г. с данными, полученными ранее [1, 4, 5], можно отметить, что видовой состав ихтиофауны р. Днестр сократился более чем в 2 раза, а число промысловых видов сократилось в 1,5 раза. Согласно промысловой статистике [7, 8, 11], уловы основных промысловых видов сократились в 2 - 3 раза.

Видовой состав рыб Нижнего Днестра

Вид рыб	Обнаружение вида
Сельдь черноморско-азовская проходная <i>Alosa immaculata</i> (Bennett, 1835)	+
Тюлька черноморско-азовская <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	+
Амур белый <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	УС
Горчак европейский <i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	+
Густера обыкн. <i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	+
Жерех обыкн. <i>Aspius aspius</i> (L., 1758)	+
Карась серебряный <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+
Карп европейский обыкн. <i>Cyprinus carpio</i> (L., 1758)	+
Красноперка обыкн. <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L., 1758)	+
Лещ обыкн. <i>Abramis brama</i> (L., 1758)	+
Плотва обыкн. <i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	+
Толстолобик белый <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	+
Толстолобик пестрый <i>H. nobilis</i> (Richardson, 1845)	УС
Уклейка обыкн. <i>Alburnus alburnus</i> (L., 1758)	+
Чебачок амурский <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	УС
Шиповка донская, азовская <i>Cobitis tanaitica</i> Bacescu et Maier, 1969 / Шиповка дунайская <i>C. elongatoides</i> (Bacescu et Maier, 1969)	+
Выон <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	+
Сом европейский обыкн. <i>Silurus glanis</i> (L., 1758)	+
Щука обыкн. <i>Esox lucius</i> (L., 1758)	+
Евдошка, умбра <i>Umbra krameri</i> (Walbaum, 1792)	+
Атерина малая южноевропейская <i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	УС
Колюшко малая южная <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859)	УС
Рыба-игла пухлощекая черноморская <i>Syngnathus abaster</i> (Risso, 1827)	+
Солнечник обыкн. <i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758)	+
Ерш обыкн. <i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	+
Окунь речной обыкн. <i>Perca fluviatilis</i> (L., 1758)	+
Судак обыкн. <i>Sander lucioperca</i> (L., 1758)	+
Пуголовка голая черноморская / донская <i>Benthophilus nudus</i> / <i>durelli</i> *	+
Бычок- песочник <i>Neogobius(Apollonia) fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+
Бычок- кругляк <i>N. (Apollonia) melanostomus</i> (Pallas, 1814)	+
Бычок- гонец <i>N. (Babka) gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	+
Бычок- цуцик западный <i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	+
ВСЕГО:	27

Примечание: УС – устные сообщения; * – Пуголовку голую черноморскую *Benthophilus nudus* до недавнего времени идентифицировали как Пуголовку звездчатую *Benthophilus stellatus*.

Объемы зарыбления Днестровского лимана в 2010 - 2011 гг. (2010 г.: белый толстолобик – 3,237 т, 0,24 кг/га, 2011 г.: белый толстолобик – 2,927 т, 0,07 кг/га; серебряный карась – 1,570 т, 1,87 кг/га) пользователем водных живых ресурсов, общественными организациями и субъектами предпринимательской деятельности, которым отведены участки для организации любительского рыболовства, не могут обеспечить сохранение видового состава и существенного увеличения рыбных запасов. В связи с этим, единственным способом сохранения ихтиофауны должно

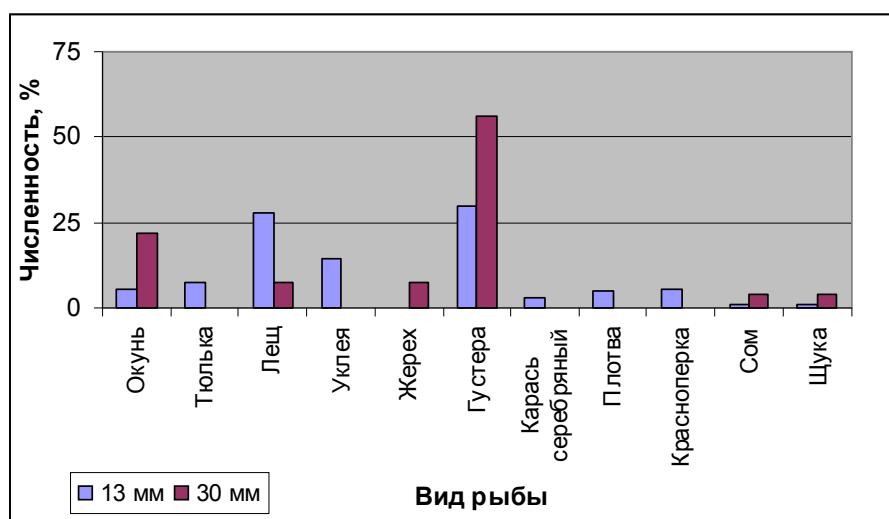


Рисунок 2 – Структура уловов рыбы (%) мелкоячеистыми ставными сетями (ячей 13 и 30 мм) в р. Днестр (с. Паланка - с. Маяки) летом 2011 г.

быть осуществление комплекса мероприятий, обеспечивающих эффективное воспроизводство водных живых ресурсов в низовьях Днестра.

Анализируя данные уровней воды в весенне - летний период 2011 г. следует отметить, что колебания уровня воды прилиманной части дельты Днестра, которые отмечены на гидрографе в виде резких спадов и подъемов, составляли до 20 - 25 см в сутки. Гидрологическую ситуацию, сложившуюся в бассейне Нижнего Днестра в весенне-летний период 2011 года, можно охарактеризовать как аномальную. В связи с незначительными объемами речного стока и недостаточными объемами экологического попуска из Днестровского водохранилища весеннееводнение было малоэффективным для экологических систем низовий Днестра. Фактические объемы экологического попуска оказались значительно меньше утвержденных и в наиболее важный период (вторая половина третьей декады мая). Разница между запланированными и фактическими показателями колебалась в интервале от 110 до 167 м³/с. Недостаточные объемы попуска обеспечили обводнение нерестилищ в этот период лишь на 10 - 15 %. Дефицит нерестовых площадей в 2011 г. привел к тому, что нерест щуки проходил непосредственно в русле реки. Нерест тарани, густеры, леща, уклей проходил также, не как обычно на заливных лугах с хорошо прогретой водой, необходимой для нереста, а в прибрежных участках рек и проток среди водной растительности и на обмытых корнях деревьев. Размножение фитофильных видов рыб в таких условиях было малоэффективно, так как прибрежные участки реки, испытывающие постоянное воздействие течения, характеризуются меньшей кормностью, чем плавневые озера и заливные луга. Кроме того, вода в русле реки прогревается значительно медленнее, чем на мелководных участках и имеет более низкую температуру, что является неблагоприятным фактором для развития икры и личинок.

Анализ результатов проведенных исследований позволяет сделать следующие заключение. Эхометрические исследования и картирование, проведенные для выявления потенциальных зимовальных ям в руслах рек Днестр, Турунчук и Глубокий Турунчук были проведены впервые с 1980 г. на территории Украины. В руслах рек Днестр, Турунчук и Глубокий Турунчук обнаружено 45 потенциальных зимовальных ям, охрана которых требует совместных действий органов рыбоохраны Украины и Республики Молдова, а также службы охраны Нижнеднестровского национального природного парка.

Условия нереста фитофильных видов рыб в низовьях Днестра в 2011 г. были неблагоприятны, а сам нерест прошел неэффективно в связи с низким уровнем воды в р. Днестр в течение всего нерестового периода. Анализ данных показал, что за последние 10 лет видовой состав ихтиофауны р. Днестр сократился в 2 раза, а число промысловых видов – в 1,5 раза. В водоемах бассейна Нижнего Днестра происходит постепенная элиминация промысловых видов рыб, прежде формировавших вылов (линь, чехонь, язь, жерех и др.), менее ценными и инвазивными видами (карасем серебряным, толстолобиками). Объемы зарыбления Днестровского лимана в 2011 г. пользователями водных биоресурсов растительноядными видами рыб (толстолобики, белый амур) и серебряным карасем недостаточны для увеличения промысловых запасов в низовьях Днестра и не могут обеспечить сохранения видового состава ихтиофауны. Значительное увеличение рыбных запасов и видового разнообразия ихтиофауны возможно только за счет проведения комплексной рыбохозяйственной мелиорации озерно-плавневой системы Нижнего Днестра с сохранением и расширением площадей естественных нерестилищ.

Литература

1. Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран : Определители по фауне СССР. – М.-Л.: АН СССР, 1948 - 1949. – Т. 1 - 3. – 1382 с.
2. Брума И.Х., Усатый М.А., Шарапановская Т.Д. Изменение ихтиофауны среднего Днестра под воздействием Днестровского гидроузла // Эколого-экономические проблемы Днестра. – Одесса, 1997. – С. 28 - 30.
3. Бушуев С.Г. Изменение состава промысловой ихтиофауны Днестровского лимана в 40-х - 90-х годах // Проблемы сохранения биоразнообразия Среднего и Нижнего Днестра. – Кишинев: BIOTICA, 1998. – С. 21 - 23.
4. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / Л.А. Сиренко, Н.Б. Евтушенко, Ф.Я. Комаровский и др. : АН Украины : Ин-т гидробиологии. – К.: Наукова думка, 1992. – 356 с.
5. Замбрабориц Ф.С. Рыбы низовьев рек и приморских водоемов северо-западной части Черного моря и условия их существования : автореф. дисс. ... д-ра биол. наук. – Одесса, 1965. – 46 с.
6. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. – М.: Легк. и пищ. пром-ть, 1981. – 208 с.

7. *Оценить состояние промысловых объектов во внутренних водоемах Северо-Западного Причерноморья и на прилежащем шельфе Черного моря, изучить динамику их численности для определения возможных лимитов изъятия и регулирования рыболовства, разработать долгосрочные прогнозы промысловый обстановки : отчет о НИР : рукопись ГП «ОдЦ ЮгНИРО» / Под ред. С.Г. Бушуева. – Одесса, 2009. – 101 с.*
8. *Оценить состояние промысловых объектов во внутренних водоемах Северо-Западного Причерноморья и на прилежащем шельфе Черного моря, изучить динамику их численности для определения возможных лимитов изъятия и регулирования рыболовства, разработать долгосрочные прогнозы промысловый обстановки : отчет о НИР : рукопись ГП «ОдЦ ЮгНИРО» / Под ред. С.Г. Бушуева. – Одесса, 2010. – 115 с.*
9. *Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. – М.: Пищ. пром-ть, 1966. – 376 с.*
10. *Снигирев С.М., Рыбалко В.Я., Заморов В.В., Мединец В.И. Результаты изучения ихтиофауны дельты Днестра и Днестровского лимана в летне - осенний период 2006 года // Причорноморський екологічний бюллетень. – 2007. – № 1 (23). – С. 91 - 96.*
11. *Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесчины и их рыбохозяйственное использование. – Одесса: Астропринт, 2001. – 151 с.*
12. *Шарапановская Т.Д. Сравнительный анализ состояния ихтиофауны реки Днестр под воздействием глобального антропогенного воздействия // Управление бассейном трансграничной реки Днестр и Водная Рамочная Директива Европейского Союза : мат. междунар. конф., 2-3 окт. 2008 г. – Кишинев: Eco-TIRAS. – С. 280 - 285.*

УДК 597.553.1:577.73(262.5)

ВНУТРИВИДОВАЯ СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЗИМУЮЩЕЙ У ЧЕРНОМОРСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ КРЫМА ХАМСЫ И ЕЕ МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА

Г. В. Зуев, В. А. Бондарев, Ю. Л. Мурзин, Ю. В. Новоселова

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Систематизирован и проанализирован 13-летний (1999 - 2011 гг.) массив данных о морфо-биологической и экологической структуре зимующей у юго-западного и южного побережья Крыма хамсы. Изучены особенности ее миграционного поведения, установлены различия в поведении представителей разных внутривидовых форм. Описан зимовальный ареал «черноморской» и «прибрежной» хамсы. Изучена многолетняя динамика количественного взаимоотношения разных внутривидовых форм, на ее основе установлены существенные внутривидовые структурные преобразования зимовальных скоплений, произошедшие в середине 2000-х годов.

Ключевые слова: хамса, внутривидовые формы, индекс отолитов, миграционное поведение, жирность, зимовальный ареал

Среди исследователей, занимающихся изучением азово-черноморской хамсы (анчоуса), нет сомнений в том, что зимующая у юго-западного и южного побережья Крыма (м. Лукулл - м. Меганом) хамса внутренне неоднородна, т. е. представлена разными внутривидовыми формами. Вместе с тем, относительно популяционной принадлежности этих форм единого мнения нет, хотя история вопроса о неоднородности зимних скоплений насчитывает без малого 100 лет. Ее началом послужили публикации Н.Е. Максимова [15] и С.А. Зернова [5], появившиеся в 1913 г. Согласно первому из упомянутых авторов, у крымских берегов зимует азовская хамса, которая в разные годы распространяется до м. Сарыч и Севастополя, редко до Евпатории, тогда как черноморская хамса встречается в этих районах только летом, с мая по октябрь - ноябрь. Согласно же С.А. Зернову [5], у юго-западного побережья Крыма (в районе Балаклавы - Севастополя) зимуют как черноморская, так и азовская хамса. При этом, более крупная черноморская, подходит к побережью в октябре - ноябре и остается до декабря, тогда как азовская появляется здесь лишь в конце зимы, в январе - феврале.

Первые таксономические исследования азово-черноморской хамсы были выполнены А.И. Александровым [1] и И.И. Пузановым [17], которые независимо друг от друга пришли к заключению о существовании в акватории Черного и Азовского морей двух рас (подвидов) хамсы – черноморской и азовской, имеющих пространственно обособленные репродуктивные, нагульные и зимовальные ареалы. По их мнению, у крымского побережья зимуют представители обоих подвидов, однако, пространственные и временные характеристики их подхода к берегу, как правило, не совпадают.

Многие более поздние авторы [12, 16, 21 и др.] полностью разделяли данную точку зрения, остававшуюся единственной вплоть до конца 1950-х годов, до тех пор, когда И.И. Пузанов [18] на основе биометрического анализа черноморской хамсы из северо-западной части Черного моря выделил местную «одесскую популяцию», сходную по ряду морфологических показателей (в частности, диаметру глаз, длине хвостового плавника) с азовской хамсой. Следует заметить, однако, что еще в 1930-х гг. А.А. Майорова [12] поставила вопрос о неоднородности черноморской хамсы, выделив в ее составе «батумскую популяцию» у кавказского побережья.

На внутреннюю гетерогенность хамсы в Азово-Черноморском бассейне указывали Н.Н. Данилевский и Г.Г. Камбуров [3], выделившие, в частности, в северо-западной части Черного моря с помощью «овоцитопаразитологического» метода два пространственно и экологически обособленные стада (согласно терминологии авторов). Одно из них населяет открытые солоноводные районы, другое – прибрежные опресненные участки (в частности, Тендровский и Каркинитский заливы). Представители второго стада по степени зараженности личинками нематоды (*Contracaecum aduncum*) оказались близки к азовской хамсе, но отличались от нее более низкой жирностью.

На различия хамсы из северо-западной части Черного моря по ряду структурно-функциональных и пространственных показателей (общие размеры тела, жирность, величина коэффициента зрелости, форма отолитов и др.) указывают Н.Н. Данилевский и А.А. Майорова [4]. Согласно им, в данном регионе существуют две популяции, одна из них населяет открытые глубоководные

районы и представлена типично черноморской хамсой, тогда как другая, по форме отолитов сходная с азовским подвидом, обитает в прибрежных опресненных водах.

Внутренняя гетерогенность азовского и черноморского подвидов хамсы нашла свое подтверждение в результатах генетических исследований. Так, на основе анализа распределения частот аллелей полиморфных локусов ферментов Idh, Est, Ldh и Aah, в северо-западном районе Черного моря была выделена обособленная популяция хамсы, принадлежащая к азовской расе [11].

Нами [6, 8 - 10] на основе изучения величины индекса отолитов (отношения длины отолита к его ширине), принятого согласно [20] в качестве внутривидового различительного признака, а также морфологического строения отолитов, в составе зимующей у черноморского побережья Крыма хамсы были выделены две формы, одна из которых была отнесена к черноморской расе, («веретеновидная» форма отолитов, средняя величина индекса отолитов 2,17 - 2,19), другая – к азовской («эллипсовидная» форма отолитов, средняя величина индекса отолитов 2,00 - 2,04), получившая условное название «прибрежной». Точное определение внутривидового ранга обеих форм будет возможно только после проведения генетического анализа. В то же время до настоящего времени остаются слабо или совершенно неизученными многие структурно-функциональные показатели разных внутривидовых форм, особенности их жизненного цикла, экологии и поведения.

Цель данного исследования – восполнить пробел наших знаний относительно особенностей биоэкологической и пространственной структуры разных внутривидовых форм хамсы, зимующей у юго-западного и южного побережья Крыма.

Материал и методы

Материалом для исследования служила хамса из траловых уловов промысловых судов, зимовавшая у западного и южного побережья Крыма в 1999 - 2011 гг. Были систематизированы и проанализированы 13-летние данные о размерно-возрастной и половой структуре разных форм хамсы, особенностях их миграционного поведения, местах и сроках появления на шельфе, продолжительности и районах зимовки, жирности. В общей сложности было проанализировано 13 тыс. экз. Для промеров рыб использовали стандартную длину, в качестве которой принимали

расстояние от переднего края рыла до конца чешуйчатого покрова, точность измерения 0,1 см.

Таблица 1 – Районы и сроки осеннего подхода хамсы к побережью Крыма в 1999 - 2011 гг.

Год	Район	Сроки подхода	Ср. индекс отолитов
1999	м. Лукулл	начало декабря	<u>2,09</u> 741*
2000	м. Лукулл	начало ноября	<u>2,04</u> 537
2001	м. Ай-Тодор	начало октября	<u>2,08</u> 320
2002	м. Лукулл	конец октября	<u>2,05</u> 875
2003	м. Лукулл	конец октября	<u>2,08</u> 190
2004	м. Лукулл	начало ноября	<u>2,09</u> 330
2005	м. Сарыч-м. Ай-Тодор	середина ноября	<u>2,15</u> 890
2006	м. Лукулл-Форос	конец ноября	<u>2,11</u> 455
2007	м. Херсонес	середина ноября	<u>2,16</u> 1814
2008	м. Лукулл	начало декабря	<u>2,13</u> 1556
2009	м. Лукулл	конец ноября	<u>2,16</u> 4052
2010	Евпатория	середина декабря	<u>2,14</u> 2030
2011	м. Тарханкут	конец ноября	-

* В знаменателе – количество экземпляров.

Результаты

В период исследований сроки подхода хамсы на зимовку к крымскому побережью в разные годы изменились от конца октября до конца декабря (табл. 1). В последние годы хамса появлялась на шельфе не раньше последних чисел ноября, в середине и даже конце декабря, что, возможно, связано с изменением климатических условий, в частности, с общим потеплением в регионе [19]. Подходы на зимовку происхо-

дили на участке побережья от м. Тарханкут Евпатории до м. Ай-Тодор. Чаще всего хамса появлялась на западном участке побережья (м. Лукулл), реже – на юго-западном (Форос - м. Ай-Тодор), откуда далее мигрировала в восточном направлении. Осенние миграции хамсы вдоль крымского побережья в западном направлении в период наших исследований не зарегистрированы, что исключает присутствие азовской хамсы в районе зимовки.

Согласно бытующему среди промысловиков мнению, обычно у побережья обе формы хамсы появляются одновременно в составе единых скоплений, реже с некоторым опережением во времени может появляться «прибрежная» хамса, заметно отличающаяся от темной «черноморской» серой окраской спины и более высокой жирностью (а соответственно, и более высокими вкусовыми качествами).

Для изучения особенностей миграционного поведения представителей разных внутривидовых форм использовали такие показатели, как сезонная динамика относительной численности особей с разными («веретеновидный» и «эллипсовидный») типами отолитов, а также сезонная динамика величины среднего индекса отолитов.

По результатам изучения сезонной динамики относительной численности особей с разными типами отолитов в осенне - зимнем сезоне 2009/2010 гг. видно, что обе формы появились в уловах одновременно в конце ноября (табл. 2). При этом, изначально доля особей с «веретеновидными»

отолитами составляла почти 2/3 (62,4 %) общей численности хамсы, доля особей с «эллипсовидными» – 1/3 (37,6 %). Далее в течение ноября - марта происходило постепенное увеличение доли представителей первой формы до 73,0 % и снижение второй до 27,0 %. Однако в самом конце зимовки (начало апреля) ситуация резко изменилась. После того, как основная масса хамсы покину-

Таблица 2 – Динамика относительной численности представителей разных форм хамсы в осенне - зимний сезон 2009/2010 гг.

Дата	«Черноморская»	«Прибрежная»
ноябрь	62,4	37,6
декабрь	62,4	37,6
январь	69,0	31,0
февраль-март	73,0	27,0
апрель	40,4	59,6

ла юго-западный шельф, оставшаяся часть на 59,6 % оказалось представленной хамсой с «эллипсовидными» отолитами. Аналогичная картина наблюдалась в сезон 2008/2009 гг., когда доля хамсы с «эллипсовидными» отолитами в конце зимовки сократилась с 65 до 35 %, а доля хамсы с «веретеновидными» отолитами увеличилась с 35 до 65 %.

Полученные результаты указывают на вполне определенные различия в миграционном поведении разных внутривидовых форм. Согласно им, для «черноморской» хамсы характерна постепенная, растянутая в течение всего зимнего периода миграция в зону шельфа и массовый, буквально мгновенный уход из нее весной. В то же время «прибрежная» хамса вся одновременно мигрирует осенью в зону шельфа и дальше там остается. В соответствии с установленными различиями в поведении «черноморскую» форму можно определить как мигрирующую, а «прибрежную» – как оседлую.

О существовании популяционных различий в миграционном поведении однозначно свидетельствуют и результаты изучения динамики среднего индекса отолитов. Так, в осенне-зимний сезон 2010/2011 гг. средняя величина индекса последовательно возрастала от января ($2,110 \pm 0,006$) к марта ($2,14 \pm 0,004$) (рис. 1). Различия статистически достоверны при уровне значимости 0,05. Подобное изменение величины индекса отолитов могло произойти только в результате увеличения в составе общей совокупности доли «черноморской» формы и, соответственно, снижения доли «прибрежной».

Продолжительность зимовки хамсы зависит от гидрометеорологических условий. Ее окончание и начало весенней миграции, по результатам наших наблюдений, происходит обычно

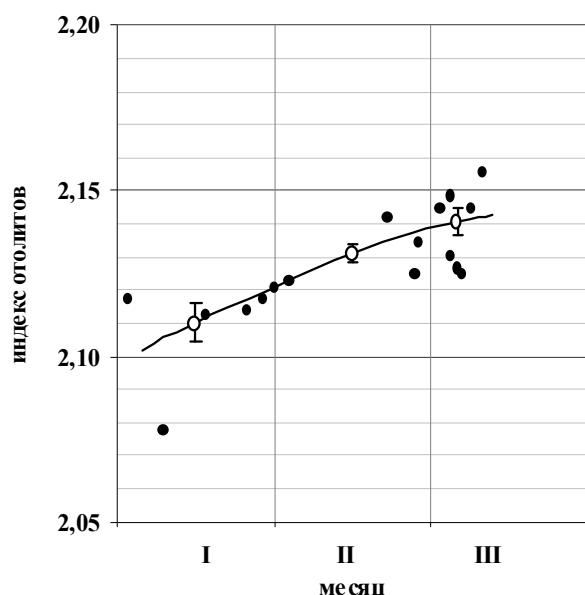


Рисунок 1 – Динамика индекса отолитов хамсы в 2011 г.

при температуре воды около 8 - 9 °С. Согласно календарным срокам, это соответствует концу марта - началу апреля. В среднем, продолжительность зимовки составляет около 5 месяцев. Район зимовки занимает зону шельфа в диапазоне глубин от 20 - 25 до 90 - 100 м. Его пространственные границы в общей сложности могут простираться от южной части Каламитского залива до м. Меганом.

На протяжении всего периода зимовки обе формы в уловах встречаются вместе, что свидетельствует о наличии общего, единого для обеих форм зимовального ареала, в пределах которого они образуют смешанные скопления. В частности, о смешанном характере зимних скоплений хамсы свидетельствует форма кривых частоты распределения индекса отолитов. В разные годы эти кривые имели асимметричную, как правило, двухвершинную форму (рис. 2).

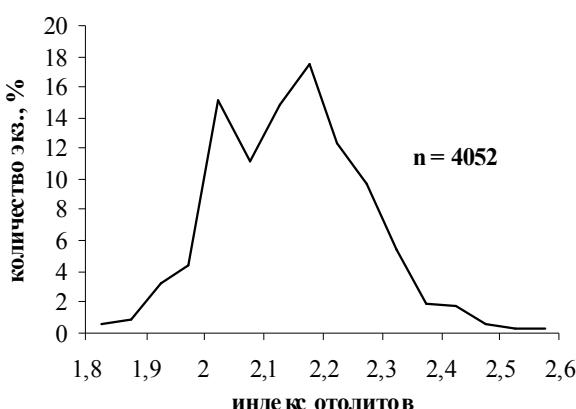


Рисунок 2 – Вариационная кривая значений индекса отолитов хамсы в 2009/2010 гг.

По результатам их анализа с помощью метода вероятностной бумаги [22, 23] в составе общих скоплений хамсы были выделены от двух до трех статистически достоверно различающихся ($p < 0,05$) совокупностей с близким к нормальному распределением значений индекса отолитов [6]. На смешанный характер зимовальных скоплений указывают также промежуточные между средними величинами индексов отолитов «черноморской» (2,17 - 2,19) и «прибрежной» (2,00 - 2,04) значения индекса отолитов, варьировавшие в разные годы от 2,04 до 2,16 (см. табл. 1).

В свою очередь, похоже, что смешанные скопления, внутренне неоднородны, то есть представители разных форм сохраняют внутри них определенную пространственную обособленность, образуя локальные группировки. Такой вывод можно сделать в результате сравнения, в частности, средних индексов отолитов хамсы из траловых выборок в районе м. Лукулл, полученных 2 и 9 января 2010 г., значения которых равны 2,078 и 2,118, соответственно (см. рис. 1). В первом случае, согласно методу расовых исследований А.В. Морозова [20], основу выборки должна составлять «прибрежная» хамса (около 70 % численности), во втором – «черноморская» (более 55 %).

С помощью метода расовых исследований [20] было изучено количественное (численное) соотношение в составе зимовальных скоплений представителей «черноморской» и «прибрежной» хамсы и его динамика в 1999 - 2010 гг. В качестве показателя популяционной принадлежности хамсы использовали среднее значение индекса отолитов: 2,18 – для «черноморской» и 2,02 – для «прибрежной» хамсы. Зависимость между величиной среднего индекса отолитов смешанной совокупности хамсы и количественным соотношением входящих в ее состав представителей «черноморской» и «прибрежной» форм в 1999 - 2010 гг., представлена на рис. 3. Как видно, в соответствии с крайними значениями индекса, варьирующими от 2,04 (2000 г.) до 2,16 (2007 и 2009 гг.), соотношение численности «черноморской» и «прибрежной» хамсы изменилось, соответственно, от 13 : 87 до 88 : 12.

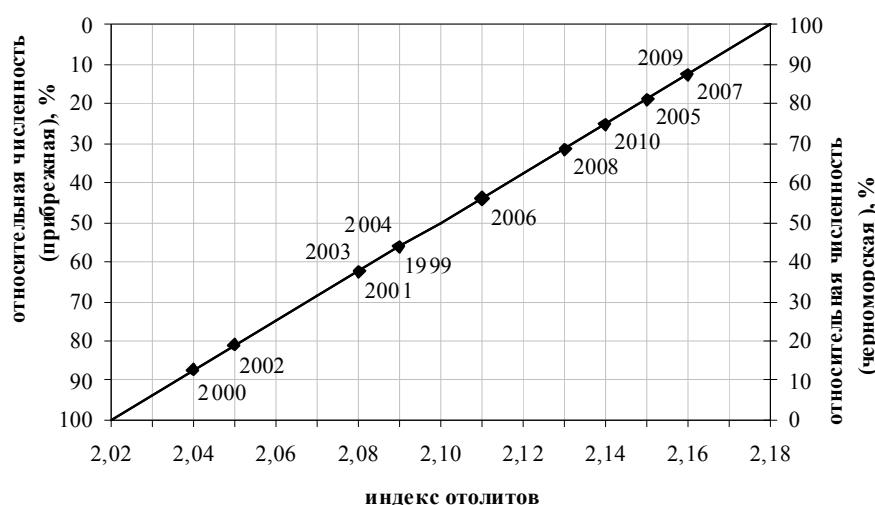


Рисунок 3 – Процентное соотношение «черноморской» и «прибрежной» хамсы в 1999 - 2010 гг., зимовавшей у Крымского побережья

Изучение многолетней динамики количественного соотношения разных форм обнаружило вполне определенную закономерность. В 1999 - 2004 гг. в составе зимовальных скоплений доминирующее положение занимала «прибрежная» хамса, доля которой составляла в среднем 66,7 % общей численности, варьируя в разные годы от 56 до 87 % (табл. 3).

Доля «черноморской» хамсы в этот период составляла в среднем лишь 33,3 %, изменяясь в разные годы от 13 до 44 %. В 2005 г. соотношение численности двух форм изменилось на противоположное. Доминирующее положение заняла «черноморская» хамса. Ее доля в 2005 - 2010 гг.

Таблица 3 – Соотношение численности «черноморской» и «прибрежной» хамсы в 1999 - 2011 гг. (в %)

Год	«Черноморская»	«Прибрежная»	Вылов, т*
1999/2000	44	56	988,4
2000/2001	13	87	993,8
2001/2002	37	63	1017,3
2002/2003	18	82	4346,9
2003/2004	44	56	1201,8
2004/2005	44	56	1673,8
2005/2006	82	18	4369,0
2006/2007	57	43	833,2
2007/2008	88	12	5485,3
2008/2009	70	30	2396,0
2009/2010	88	12	8426,5
2010/2011	75	25	4020,8

*Данные Восточно-Черноморского Управления Госрыбоохраны.

внутривидовой структуры и общим обилием хамсы. Для оценки обилия использовали величину (объем) вылова, исходя из предположения о сопряженности между этими двумя показателями ввиду довольно высокого, по нашему мнению, уровня эксплуатации зимней хамсы промысловым флотом. «Прибрежно-черноморский» тип внутривидовой структуры характеризуется малочисленностью хамсы. В период 1999 - 2004 гг. в 5 случаях из 6 объемы вылова оставались низкими (988,4 - 1673,8 т), и лишь в 1 случае вылов составил 4346,9 т, благодаря чему его средняя величина составила 1703,7 т. Напротив, для «черноморско-прибрежного» типа популяционной структуры характерна высокая численность хамсы. В 2005 - 2010 гг. только в одном случае объем вылова составил 833,2 т, во все остальные годы его величина колебалась от 2396,0 до 8426,5 т (табл. 3). В результате средний вылов в этот период составил 4255,1 т, то есть в 2,5 раза оказался выше по сравнению с 1999 - 2004 гг. Реально его величина могла быть выше при условии отмены действующих в настоящее время совершенно искусственных, биологически необоснованных ежегодных квот [7].

Итак, в результате произошедшей перестройки внутривидовой структуры общая численность зимующей у крымского побережья хамсы в абсолютном выражении, начиная с 2005 г., увеличилась в среднем в 2,5 раза. И произошло это исключительно за счет «черноморской» формы, численность которой возросла в 7 раз, тогда как численность «прибрежной» сократилась более, чем в 1,5 раза. В относительном выражении доля «черноморской» хамсы в составе общей совокупности в 2005 - 2010 гг. составила 82,2 % (против 29,2 % в 1999 - 2004 гг.), а доля «прибрежной» – всего лишь 17,8 % (против 70,8% в 1999 - 2004 гг.).

В связи с выше изложенным возникает вопрос. Каковы возможные при-

составила в среднем 76,7 % с вариациями в разные годы от 57 до 88 %. Таким образом, в середине 2000 гг. произошла перестройка внутривидовой структуры хамсы, в результате которой «прибрежно-черноморский» тип структуры сменился «черноморско-прибрежным» (рис. 4).

Установлена зависимость между разными типами

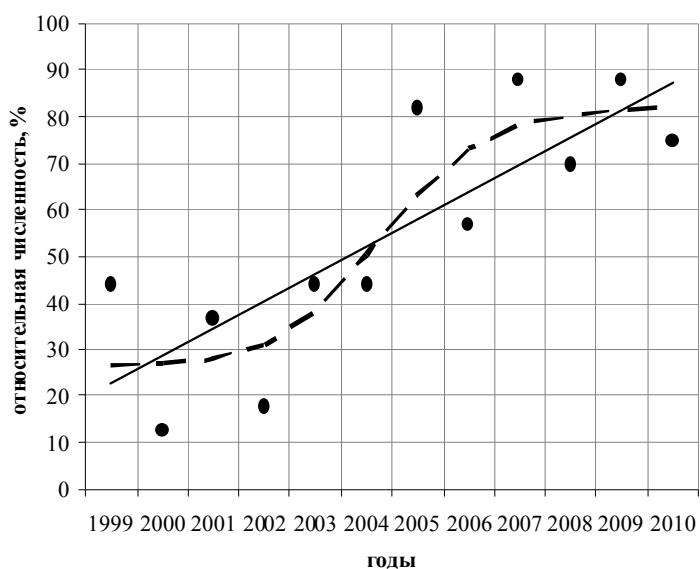


Рисунок 4 – Изменение относительной численности «черноморской» хамсы в составе зимовальных скоплений в 1999 - 2010 гг. Прямая сплошная линия и пунктир – тренды

чины произошедших изменений внутривидовой структуры хамсы? Можно предположить, что одной из причин этого могло послужить изменение климатических (гидрометеорологических) условий в прибрежной зоне северной части Черного моря, а именно, наблюдаемое с конца ХХ столетия интенсивное общее повышение температуры воздуха и воды в данном регионе [19]. Определенно, это должно создавать благоприятные условия для зимовки теплолюбивой хамсы. Если данное предположение справедливо, то можно ожидать, что в условиях продолжающегося общего потепления численность зимующей хамсы будет оставаться на высоком уровне, даже несмотря на межгодовую вариабельность ветрового режима в осенний период, который рассматривается в качестве основного фактора, оказывающего непосредственное воздействие на формирование зимовых скоплений [2, 10, 14]. В пользу климатического потепления как возможной причины произошедших изменений внутривидовой структуры хамсы могут косвенно свидетельствовать, по нашему мнению, и более поздние сроки ее подхода на зимовку в последние годы (см. выше), а также расширение зимового ареала в северном направлении, включая Каламитский залив.

Согласно результатам изучения структурно-функциональных характеристик, в частности, размерно-возрастного состава и соотношения полов, различия между представителями разных внутривидовых форм весьма незначительны. Так, между средними размерами (стандартная длина) одновозрастных особей «черноморской» и «прибрежной» хамсы различия оказались статистически недостоверными с вероятностью 0,95 (табл. 4), что позволило разработать единый для

обеих форм размерно-возрастной ключ [8]. Межпопуляционные различия ряда других структурных показателей приведены в табл. 5.

В качестве одной из функциональных характеристик «черноморской» и «прибрежной» форм изучали их жирность. Для определения жир-

Таблица 4 – Средняя длина двух-, трех- и четырехлеток «черноморской» и «прибрежной» форм хамсы (январь 2010 г.)

Возраст, годы	«Черноморская»	«Прибрежная»
	Средняя длина, см $M \pm m$	Средняя длина, см $M \pm m$
1+	<u>8,66 ± 0,03</u> 367	<u>8,56 ± 0,05</u> 90*
2+	<u>9,95 ± 0,05</u> 132	<u>9,82 ± 0,08</u> 51
3+	<u>10,96 ± 0,11</u> 29	<u>10,5 ± 0,13</u> 16

* В знаменателе – количество экземпляров.

ности использовали следующую 4-балльную шкалу:

- балл 1. Жира на кишечнике нет.
- балл 2. Жировые полоски на поверхности кишечника узкие и тонкие. Жиром покрыто менее половины площади кишечника.
- балл 3. Жировые полоски широкие и утолщенные. Жиром покрыто более половины площади кишечника.
- балл 4. Кишечник полностью или почти полностью покрыт слоем жира.

В качестве критерия для разделения хамсы на «черноморскую» и «прибрежную» использовали величину индекса отолитов. В состав «черноморской» отбирались особи с индексами отолитов 2,10 - 2,20, в состав «прибрежной» – с индексами 1,95 - 2,05. Отбор особей производился из

одних и тех же траловых проб в период с 30.12.2010 г. по 17.01.2011 г. в районе м. Лукулл.

Минимальные размеры (стандартная длина) особей ограничивались 7,5 см: лишь при достижении данной длины тела отолиты приобретают окончательную форму, в результате

Таблица 5 – Размерно-возрастные и половые характеристики «черноморской» и «прибрежной» хамсы

Показатель	«Черноморская»	«Прибрежная»
Максимальная длина, см	<u>12,50</u> 15	<u>12,50</u> 8*
Средняя промысловая длина, см	<u>9,20</u> 739	<u>9,10</u> 434
Средний возраст, годы	<u>1,91</u> 874	<u>1,90</u> 432
Отношение ♂/♀	<u>0,95:1</u> 601	<u>1,10:1</u> 317

* В знаменателе – количество экземпляров.

чего величина их индекса (отношение длины к ширине) сохраняется постоянной и может быть использована для внутривидовой идентификации [10]. Результаты анализа 88 экз. «черноморской» и 57 экз. «прибрежной» хамсы обнаружили вполне определенные различия в их жирности. Жирность «черноморской» хамсы составила $1,37 \pm 0,03$ балла, жирность «прибрежной» – $1,50 \pm 0,04$ (достоверность различий близка к 0,95). Это полностью соответствует существующим среди промысловиков представлениям о более высокой жирности «прибрежной» хамсы (см. выше).

Одновременно удалось определить жирность 187 экз. азовской хамсы длиной более 7,5 см, выловленных в Керченском предпроливном районе 10.12.2011 г. Их жирность составила 2,10 балла, то есть оказалась почти в полтора раза выше, чем жирность, которую в это же время имела «прибрежная» хамса (1,50) в районе м. Лукулл. Как видно, различия весьма существенные. Следует напомнить, что подобные (двукратные) различия в жирности хамсы из опресненных прибрежных районов северо-западной части Черного моря и близкой по степени зараженности хамсы из Азовского моря были обнаружены Н.Н. Данилевским и Г.Г. Камбуровым [3], на основании чего они пришли к выводу о существовании двух самостоятельных, пространственно разобщенных стад хамсы азовского подвида – северо-западного и азовского.

Заключение

На основе систематизации и обобщения 13-летнего (1999 - 2011 гг.) массива данных уточнены полученные ранее, а также получены новые сведения о внутривидовой биологической и экологической неоднородности хамсы, зимующей у юго-западного и южного побережья Крыма. В частности, были установлены различия в миграционном поведении представителей «черноморской» и «прибрежной» форм, выделенных ранее на основе различий в строении их отолитов. Обе формы у побережья появляются одновременно, либо с некоторым опережением появляется «прибрежная» хамса, которая, имеет более высокую жирность. Особенности миграционного поведения разных форм дали основание для разделения их на мигрантную и оседлую. Обе формы имеют общий зимовальный ареал, который занимает зону шельфа и простирается в разные годы от Каламитского залива до м. Меганом. В его пределах представители обеих форм образуют смешанные скопления, внутри которых, тем не менее могут сохранить определенную пространственную обособленность в виде локальных образований.

Изучение многолетней динамики численности представителей разных форм выявило существенные преобразования в количественном соотношении между ними. Доминирование «прибрежной» хамсы в 1999 - 2004 гг., сменилось в последующие годы доминированием «черноморской», сопровождавшимся 2,5-кратным увеличением общего вылова хамсы, в котором доля «черноморской» формы в среднем составила 82,2 %. Абсолютная же численность «черноморской» хамсы увеличилась при этом в 7 раз. Предположительно, одной из причин подобных внутривидовых структурных преобразований послужило общее потепление северной части Черного моря, наблюдаемое с конца XX столетия.

Литература

1. Александров А.И. Анчоусы Азово-Черноморского бассейна, их происхождение и таксономическое обозначение // Тр. Керч. науч. рыбохоз. ст. – 1927. – Т. 1, вып. 2 - 3. – С. 3 - 99.
2. Данилевский Н.Н. Миграции черноморской хамсы и факторы их обуславливающие // Тр. АзЧерНИРО. – 1958. – Вып. 17. – С. 51 - 71.
3. Данилевский Н.Н., Камбуров Г.Г. К изучению распределения анчоусов Азово-Черноморского бассейна при помощи овоцито-паразитологического метода // Вопр. ихтиологии. – 1969. – Т. 9, № 6. – С. 1118 - 1125.
4. Данилевский Н.Н., Майорова А.А. Анчоус – *Engraulis encrasicholus ponticus* Alex. // Сыревые ресурсы Черного моря. – М.: Пищ. пром-ть, 1979. – С. 25 - 73.
5. Зернов С.А. К вопросу об изучении жизни Чёрного моря // Зап. импер. Акад. наук. – 1913. – Т. 32, № 1. – С. 252 - 254.
6. Зуев Г.В. Пелагические рыбы Черного моря: состав, распределение и современное состояние запасов // Промысл. биоресурсы Черного и Азовского морей. – Севастополь, 2011. – С. 26 - 65.
7. Зуев Г.В., Гуцал Д.К. К вопросу о структуре промыслового запаса хамсы, зимующей у черноморского побережья Крыма, и экологически оптимальном режиме его использования // Рибне господарство України. – 2011. – № 1. – С. 19 - 22.

8. Зуев Г.В., Гуцал Д.К., Горалевич К.Г. и др. Внутривидовая морфо-экологическая биологическая изменчивость азово-черноморской хамсы *Engraulis encrasicholus* (Pisces: Engraulidae) зимующей у побережья Крыма // Морск. экол. журнал. – 2011. – Т. 10, № 1. – С. 5 - 18.
9. Зуев Г.В., Гуцал Д.К., Мельникова Е. Б., Бондарев В.А. К вопросу о внутривидовой неоднородности зимующей у побережья Крыма хамсы // Рибне господарство України. – 2007. – № 6 (53). – С. 2 - 9.
10. Зуев Г.В., Гуцал Д.К., Репетин Л.Н. и др. Популяционная структура и условия формирования промыслового запаса хамсы *Engraulis encrasicholus* у побережья Крыма в осенне-зимний сезон 2007/2008 гг. // Морск. экол. журнал. – 2009. – Т. 8, № 1. – С. 42 - 53.
11. Калнин В.В., Калнина О.В. Генетическая дифференциация и репродуктивные взаимоотношения азовской и черноморской рас европейского анчоуса : Сообщение III : Интровергессивная гибридизация рас и популяционная структура анчоуса Черного моря // Генетика. – 1985. – Т. 21, № 8. – С. 1352 - 1360.
12. Майорова А.А. Таксономическое положение хамсы, ловимой у берегов Грузии // Тр. научн. рыбхоз. станции Грузии. – 1934. – Т. 1. – С. 1 - 15.
13. Майорова А.А. Распределение и промысел черноморской хамсы (предварительное сообщение) // Тр. АзЧерНИРО. – 1950. – Вып. 14. – С. 11 - 34.
14. Майорова А.А. О причинах, вызывающих колебания уловов черноморской хамсы // Тр. АзЧерНИРО. – 1955. – Вып. 16. – С. 61 - 70.
15. Максимов Н.Е. Образ жизни промысловых рыб и их лов у берегов Болгарии и Румынии в западной части Черного моря // Ежегодн. зоол. музея импер. Акад. наук. – 1913. – Т. 18, № 1. – С. 1 - 52.
16. Малятский С.М. К вопросу о миграциях некоторых рыб Черного моря // Тр. научн. рыбхоз. и биолог. станции Грузии. – 1934. – Т. I. – Вып. 1. – С. 211 - 236.
17. Пузанов И.И. (при участии Цееба Я.Я.). О расах анчоуса, водящихся в Черном и Азовском морях // Труды Кр. научно-иссл. ин-та. – 1926. – Т. 1. – С. 6 - 20.
18. Пузанов И.И. О местных популяциях черноморского анчоуса // Научн. ежегодн. Одесск. ун-та (1956). – 1957. – С. 254 - 257.
19. Репетин Л.Н. Пространственная и временная изменчивость температурного режима прибрежной зоны Черного моря // Экол. безопасность приб. и шельф. зон и комплексное исследование ресурсов шельфа : Сб. научн. тр. НАН Украины. – МГИ, ИГН, ОФ ИнБЮМ. – Севастополь (в печати).
20. Сказкина Е.П. Различие азовской и черноморской хамсы по отолитам // Вопр. ихтиологии. – 1965. – Т. 5, вып. 4 (37). – С. 600 - 605.
21. Тараненко Н.Ф. Поведение хамсы на местах ее зимовок в Черном море // Тр. АзЧерНИРО. – 1958. – Вып. 17. – С. 111 - 140.
22. Cassie R.M. Some Uses of Probability Paper in the Analysis of size Frequency Distribution // Austr. Journ. Mar. Freshw. Res. – 1954. – Vol. 5, № 3. – Pp. 513 - 524.
23. Harding J.P. The use of the probability paper for the graphical analysis of polymodae frequency distributions // J. mar. biol. Ass. U. K. – 1949. – № 28. – Pp. 141 - 153.

РАЗРАБОТКА И ОСУЩЕСТВЛЕНИЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ИЗУЧЕНИЮ И СОХРАНЕНИЮ ОСЕТРОВЫХ РЫБ ЧЕРНОГО МОРЯ В УКРАИНЕ

С. Г. Бушуев, Г. Б. Черников

Государственное предприятие «Одесский центр Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии» (ГП «ОдЦ ЮГНИРО»)

Дан анализ современного состояния популяций осетровых рыб Черного моря. Приводятся размерно-массовые характеристики осетровых, выловленных в Килийском рукаве р. Дунай в 2009 - 2011 гг., данные исследования ската молоди осетровых с помощью учетных орудий лова и ее приловов в промысловые орудия лова. Описаны мероприятия по воспроизводству осетровых на рыбопитомниках региона за последние годы. Сформулированы первоочередные задачи по сохранению и восстановлению численности осетровых рыб в черноморском бассейне.

Ключевые слова: осетровые, река Дунай, Черное море, угрожающие факторы, воспроизводство, сохранение популяций, Национальный план спасения осетровых

На протяжении многих десятилетий бывший СССР, включая и Украину, занимал ведущее место в мире по видовому разнообразию осетровых, величине их запасов и разнообразию. В настоящее время под влиянием усилившегося антропогенного воздействия и изменившейся экономической ситуации произошло резкое уменьшение запасов осетровых во всех промысловых районах. Уменьшаются не только уловы осетровых, но и сокращается численность отдельных популяций, вследствие чего многие виды осетровых стали редкими.

В Черноморском бассейне запасы осетровых рыб находятся в депрессивном состоянии. Основное их количество сосредоточено в северо-западной части моря (Дунай, Днепр, Днестр). Снижение численности осетровых в этих районах объясняется чрезвычайно интенсивным и неселективным промыслом. Если в 1945 - 1952 гг. уловы осетровых в этих районах достигали 180 т, в 1960 - 1968 гг. сократились до 25 - 30 т, то к началу текущего века сократились практически до нулевых величин.

Популяции черноморских осетровых рыб находятся в крайне неблагополучном состоянии. В 1994 г. белуга *Huso huso*, стерлядь *Acipenser ruthenus*, атлантический осетр *Acipenser sturio*, шип *Acipenser nuvidentris* были внесены в Красную книгу Украины. В 2009 г. остальные два вида – севрюга *Acipenserstellatus* и русский осетр *Acipenser goldenstaedti* также были включены в 3-е издание Красной книги Украины. Таким образом, все виды осетровых рыб получили самый высокий в Украине охранный статус. В последнее время придунайскими странами предпринимаются действия по восстановлению популяций черноморских осетровых путем искусственного воспроизводства. Органы управления CITES и органы управления рыболовством Республики Болгарии, Румынии, Сербии и Украины договорились внедрить Региональную стратегию сохранения и рационального управления популяциями осетровых северо-западной части Черного моря и низовьев Дуная в соответствии с CITES. В рамках реализации Региональной стратегии осуществляется сбор информации о состоянии популяций осетровых и циклах их развития, оценка факторов, которые могут оказывать неблагоприятное влияние на популяции осетровых, сбор материалов для последующей идентификации популяций осетровых рыб и данных о влиянии на них рыболовства.

В последние годы вылов осетровых в реке Дунай и Черном море составлял незначительную часть добытой в Украине рыбы и прочих водных живых ресурсов. В сравнении с самым массовым объектом промысла в реке – азово-черноморской сельдью, вылов осетровых составлял всего 0,1 - 2,3 % (табл. 1).

Таблица 1 – Уловы проходных видов рыб в р. Дунай в 2001 - 2010 гг., т

Виды рыб	Годы									
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Сельдь	141,3	204,2	143,7	194,6	352,5	208,5	236,9	417,9	369,3	434,1
Севрюга	0,02	0,1	0,365	0,272	0,606	0,313	0,141	0,126	0,069	0
Русский осетр	-	0,1	0,011	0,079	0,160	0,012	0,018	0	0,041	0
Всего	254,4	350,4	246,1	309,2	447,5	358,0	384,1	583,8	575,8	624,6

Размерно-половые характеристики осетровых

С 2009 г. в соответствии с законом «О Красной книге Украины» добыча осетровых рыб возможна только с целью заготовки производителей для искусственного воспроизведения по специальным разрешениям Министерства охраны природной среды.

В 2009 - 2011 гг. по разрешениям, выданным Минприроды Украины, в Килийском гирле (28 - 55 км р. Дунай) производилась заготовка производителей и особей ремонта осетровых для целей искусственного воспроизведения. Использовались плавные и ставные сети ячей 36 - 100 мм. Всего было поймано: 17 экз. севрюги длиной от 32 до 109 см (рис. 1); 44 экз. стерляди промысловой длиной от 25 до 70 см (рис. 2); 2 экз. белуги длиной 34 и 170 см; 4 экз. русского осетра длиной от 66 до 123 см.

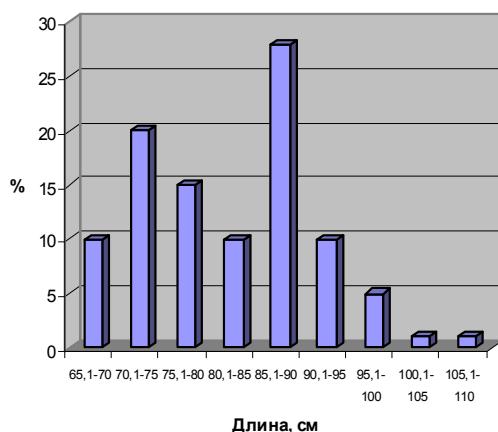


Рисунок 1 – Распределение размерных классов *A. stellatus* в р. Дунай в 2009 г.

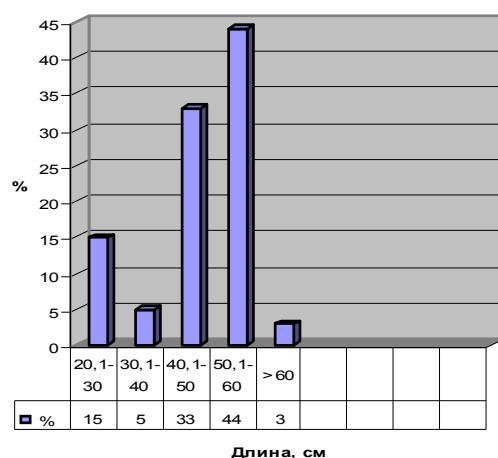


Рисунок 2 – Распределение размерных классов *A. ruthenus* в р. Дунай в 2010 г.

Пол был определен не у всех пойманных особей. В исследованных выборках для всех видов наблюдалось существенное преобладание самцов над самками (табл. 2).

Исследования ската молоди осетровых рыб

Материал и методы. В 2007 - 2010 гг. осуществлялись учетные ловы молоди осетровых рыб в Килийской дельте. Применялись треугольный мальковый трал (раскрытие 2 м, ячей 10 мм) и дрифтерные сети с ячей 20 мм (длина 75 м, высота 1,5 м). В уловах учетных орудий в 2007 г. было зарегистрировано 134 экз. молоди осетровых рыб, в 2008 г. – 52 экз., в 2009 – 134 экз. и в 2010 г. – 54 экз. В гирле Быстрое изучался также состав приловов молоди осетровых в промысловые орудия лова.

Видовой состав. В ходе наблюдений на украинском участке р. Дунай отмечена скатывающаяся (мигрирующая) молодь 4-х видов осетровых: осетр (*Acipenser gueldenstaedti*), севрюга (*Acipenser stellatus*), белуга (*Huso huso*), стерлянь (*Acipenser ruthenus*), а также единичные случаи поимки гибридов осетровых. Молодь шипа (*Acipenser nudiventris*) и атлантического осетра (*Acipenser sturio*) не была отмечена ни разу.

Размерный состав. В уловах малькового трала и мелкоячеистых дрифтерных сетей зарегистрировано попадание молоди линейными размерами от 13,0 до 29,0 см; в приловах промысловых орудий (сети 32 - 50 мм) – от 15 до 112 см.

Таблица 2 – Соотношение полов у осмотренных половозрелых особей осетровых рыб из уловов в р. Дунай

Виды	N, F/M	Годы						
		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
<i>Acipenser stellatus</i>	N	64	76	43	52	16	13	-
	F/M	34/66	34/66	24/76	4/96	12/88	23/77	-
<i>Acipenser gueldenstaedti</i>	N	4	21	2	5	-	2	-
	F/M	0/100	15/85	0/100	33/67	-	50/50	-
<i>Acipenser ruthenus</i>	N	-	-	-	-	-	-	17
	F/M	-	-	-	-	-	-	35/65

Сравнение уловистости орудий, используемых для изучения ската молоди осетровых. Применение дрифтерных сетей позволяет значительно увеличить площадь облова, объем облавливающей толщи воды, и, соответственно, количество пойманной молоди по сравнению с мальковым тралом. Видовой состав уловов трала и мелкоячеистых сетей в отдельные годы значительно отличается. В 2007 г. в уловах трала доминировала севрюга (42 %), а в уловах сетей – стерлянь (91 %). В 2008 г. в уловах трала стерлянь составляла 100 %, а в сетях – 71 %. Плотность распределения молоди осетровых, рассчитанная по результатам обловов тралом, была в 2 - 3 раза более высокой, чем по уловам сетей: 2007 г.: трал – 6,0 экз./га, сети – 1,6 экз./га; 2008 г.: трал – 2,2 экз./га, сети – 0,8 экз./га; 2010 г.: трал – 1,4 экз./га, сети – 0,5 экз./га.

Изменчивость видового соотношения молоди осетровых по данным ловов учетными орудиями. Соотношение видового состава и учтенная численность молоди различных видов осетровых рыб на украинском участке р. Дунай варьируют на протяжении последних лет. В 2007 - 2009 гг. доминирующим видом в уловах учетных орудий являлась стерлянь (рис. 3). Доля белуги колебалась от 4 % (2009 г.) до 37 % (2010 г.); севрюги – от 4 (2008 г.) до 12,5 % (2009 г.); русского осетра и его гибридолов – от 0 (2008 г.) до 1,9 % (2010 г.).

Приловы. Видовое соотношение молоди осетровых в приловах промысловых сетей (ячей 32 - 36 и 45 - 50 мм) существенно отличалось от такового в уловах учетных орудий. В приловах 2007 г. абсолютно преобладала севрюга – 84 %, в 2008 г. – русский осетр (предположительно искусственного происхождения) – 33 %, в 2009 г. – белуга – 83 %, в 2010 г. – белуга – 72 % (рис. 4).

Доля различных видов в приловах разных лет существенно изменялась: стерляди – от 2 до 23 %; белуги – от 3 до 83; севрюги – от 10 до 84; осетра – от 3 до 33 %.

Генетические исследования

В 2004 - 2008 гг. осуществляли сбор проб тканей осетровых рыб для генетического анализа по методике АзНИИРХ (г. Ростов-на-Дону). Всего образцы было собрано 138 образцов тканей у 133 осетровых, из которых: 66 % – севрюга, 18 – осетр, 9,4 – белуга и 6,6 % – стерлянь.

Пробы направляли в генетическую лабораторию АзНИИРХ (г. Ростов) для дальнейшей обработки. Одной из целей анализа проб является проведение генетических исследований по выяснению различий между популяциями/субпопуляциями осетровых различных видов из нижнего Дуная, других рек, впадающих в северо-западную часть Черного моря (СЗЧМ), Азовского и Каспийского морей. Предварительные результаты анализа свидетельствуют о наличии подобных различий (сообщение Н. Мюге, 2011 г.).

Угрожающие факторы

Наиболее важным угрожающим фактором для осетровых видов рыб является браконьерство, на втором месте находится фактор

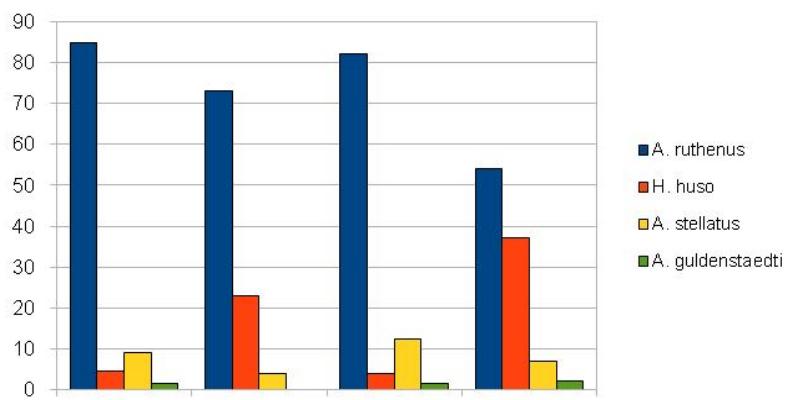


Рисунок 3 – Видовое соотношение (%) молоди осетровых в уловах научно-исследовательских орудий лова

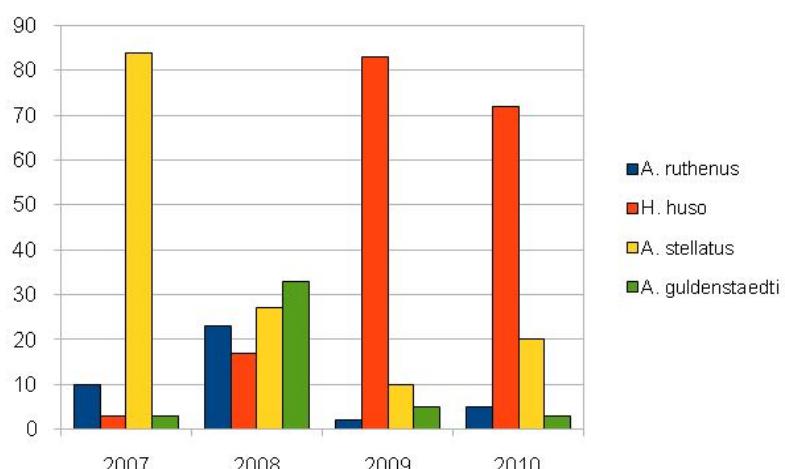


Рисунок 4 – Видовое соотношение (%) молоди осетровых в приловах промысловых сетей

прилова в разрешенные орудия лова. В современных условиях браконьерство принимает скрытую форму под видом легального лова сетями с разрешенной ячейей.

Основная проблема состоит в том, что рыба, даже маломерная, не выпускается и в том случае, когда это возможно сделать. При этом никакая информация о поимке и приловах не сообщается. Требования Красной книги многими рыбаками игнорируются.

В период сельдевой пущины прилов осетровых в среднем оценивается в пределах 1 экз. на 1 т выловленной сельди. Доля севрюги в этих приловах составляет 85 - 90 %, стерляди – около 10 %, попадание осетра отмечается в единичных случаях. В целом, прилов осетровых в период сельдевой пущины можно оценить на уровне около 300 - 400 экз., в основном севрюги. Еще приблизительно 200 экз. севрюги вылавливается (прилавливается) во время ведения лова карповых рыб в августе - сентябре. В большинстве своем это молодые особи массой около 3,5 кг. Вылов стерляди на украинском участке реки очевидно составляет около 1000 экз. в год. Ежегодно нелегально вылавливается 5 - 10 половозрелых особей белуги.

Наиболее угрожаемой частью ареала осетровых рыб, в первую очередь русского осетра, являются места зимовки в Каркинитском заливе, что в основном обусловлено развитым в этом районе браконьерством.

Воспроизводство осетровых

В 2008 г. частным предприятием «Одесский осетроводческий комплекс» построен новый осетровый рыбопитомник на Карналиевском водохранилище в Дунайско-Днестровском междуречье. Мощность комплекса – до 1 млн. молоди осетровых рыб в год. На базе рыбопитомника ООО «Одесский осетроводческий комплекс» осуществляется формирование ремонтно-маточного стада дунайских осетровых.

В 2009 г. в рыбопитомнике получена первая партия русского осетра (50 тыс. шт.), которая была выпущена в р. Дунай. Работы выполнялись в рамках бюджетной программы «Воспроизводство водных живых ресурсов во внутренних водоемах и Азово-Черноморском бассейне». В 2010 г. получено 20 тыс. экз. молоди севрюги. В 2011 г. в р. Дунай выпущено 10 тыс. экз. молоди стерляди.

Днепровский осетровый завод был построен на р. Днепр в Херсонской области в 1984 г. Ежегодно этот питомник осуществляет выпуск в р. Днепр около 1 млн. экз. искусственно выращенной молоди осетровых рыб (преимущественно русского осетра). В результате деятельности этого питомника значительное увеличение численности неполовозрелых русских осетров наблюдалось в северо-западной части Черного моря в конце 80 - начале 90-х гг. XX века. Однако ожидаемого роста численности производителей и нерестовых стад русского осетра не произошло.

Приоритетные действия

В настоящее время первоочередной задачей является принятие Национального плана по спасению осетровых. План позволит скоординировать и сделать более эффективными действия по охране, изучению и воспроизводству осетровых в Украине, определить источники их финансирования.

Пресечение нелегальной торговли продукцией осетровых рыб

Это первоочередная задача, без решения которой популяции осетровых рыб не могут спасены. Ежегодно в украинских водах вылавливаются тысячи разновозрастных особей различных видов осетровых, продукция из которых без серьезных препятствий реализуется на внутреннем рынке (с фальшивыми документами или вовсе без документов о происхождении). Несмотря на то, что действующие нормативно-правовые акты вполне позволяют полностью законным образом прекратить нелегальную торговлю (конфисковать продукцию, штрафовать продавцов, привлекать к административной ответственности и т. д.), конкретные действия по ее пресечению со стороны право- и природоохранных органов практически не осуществляются.

Для осуществления контроля за торговлей на внутреннем рынке необходимо внедрение системы этикетирования продукции из осетровых искусственного происхождения и импортируемой продукции в соответствии с рекомендациями Региональной Стратегии (2003) и Резолюцией Конференции CITES 12.7 (2002).

Очевидно, необходимо ужесточение ответственности лиц, виновных в нелегальной торговле продукцией видов, занесенных в Красную книгу Украины.

Сокращение случайных приловов и масштабов браконьерства

Разработка комплекса мероприятий (государственной или отраслевой программы) по борьбе с браконьерством и утаиванием случайных приловов осетровых рыб (включая увеличение штрафов, ужесточение административной и уголовной ответственности, конфискация орудий лова, плавсредств, транспортных средств и пр.).

Массово-разъяснительная работа и информирование населения

Для эффективной борьбы с нелегальной добычей и нелегальной торговлей осетровыми рыбами необходимо осуществление пропагандистской компании, направленной на разъяснение рыбакам и местному населению целей и задач деятельности государства по охране и восстановлению осетровых. Население должно быть проинформировано о состоянии запасов осетровых, о причинах их внесения в Красную книгу Украины, о проводимых и планируемых мероприятиях по охране и искусственно воспроизводству, о перспективах восстановления популяций осетровых и их возможного рационального использования. Нужно убедить рыбаков сообщать о всех случаях прилова осетровых и других видов рыб, занесенных в Красную книгу, как это предписано Правилами рыболовства (1998 г.), и предпринимать все возможное для выпуска их в природную среду.

Создание центра мониторинга популяций осетровых на р. Дунай

В рамках выполнения рекомендаций «Региональной Стратегии сохранения и устойчивого управления запасами популяций осетровых северо-западной части Черного моря и нижнего Дуная в соответствии с CITES» (2003 г.) необходимо создание постоянно действующего центра мониторинга нерестовых и покатных миграций осетровых, оценки эффективности естественного и искусственного воспроизводства путем изучения ската молоди, сбора информации о приловах осетровых и смертности в результате приловов.

Сохранение черноморских осетровых ex-situ

В Украине практически отсутствуют ремонтно-маточные стада аборигенных черноморских осетровых дунайских, днепровских и днестровских стад. Необходимо незамедлительно приступить к формированию ремонтно-маточных аборигенных стад на базе государственного рыбопитомника ПЭДОРЗ на Днепре и ООО «Одесский осетроводческий комплекс» в дунайском регионе. Параллельно нужно приступить к созданию генетической коллекции и криобанка спермы аборигенных осетровых совместно с Институтом проблем криобиологии и криомедицины НАНУ (г. Харьков).

Снятие требований Комиссии по Красной книге Украины и Минприроды Украины в разрешениях на заготовку осетровых рыб об обязательном выпуске всей искусственно полученной молоди и всех пойманых производителей осетровых по окончании работ по воспроизводству. Подобная позиция Комиссии по Красной книге Украины и Минприроды Украины противоречит рекомендациям международных, региональных и национальных соглашений и нормативно-законодательных актов о необходимости формирования аборигенных ремонтно-маточных стад осетровых ex-situ.

Реконструкция зимовых прудов и водоподающей системы на ПЭДОРЗ, создание контролируемых условий для долговременного круглогодичного содержания производителей и ремонта днепровских осетровых (русский осетр, стерлянь, севрюга, белуга).

Формирование ремонтно-маточных стад днепровских и дунайских осетровых. Создание в Северо-Западном Причерноморье селекционного центра по осетровым рыбам на базе Одесского центра ЮГНИРО (контроль за заготовкой производителей, бонитировка производителей, селекция, разработка оптимальных режимов содержания и кормления, определение временных и возрастных параметров, мест выпуска молоди и т.д.).

Формирование ремонтного стада аборигенных осетровых от молоди, полученной путем искусственного воспроизводства (на базе ПЭДОРЗ и ООО «ООК»).

Запуск программы мечения (чипования) всех особей формируемых ремонтно-маточных стад осетровых рыб электронными метками.

Разработка и внедрение программы мечения выпускаемой в реки искусственно выращенной молоди осетровых рыб (метками CWT). Результаты этих исследований крайне необходимы для изучения миграций, определения выживаемости молоди и, в конечном счете, определения эффективности искусственного воспроизводства.

Пересмотр действующих расценок по компенсации затрат по работам, связанным с искусственным воспроизводством и выпуском молоди осетровых рыб по программе «Воспроизводство водных живых ресурсов во внутренних водоемах и Азово-Черноморском бассейне». В настоящее время расценки по искусственному воспроизводству осетровых рыб существенно устарели и не соответствуют фактическим затратам. Так, действующим прейскурантом стоимость 1 экз. молоди зарыблемых осетровых рыб (белуга, севрюга, осетр) определена в 1 грн., хотя реальная себестоимость их выращивания почти на порядок выше. Для примера, в Румынии государство выплачивает рыбоводному предприятию за выпуск молоди в р. Дунай: севрюга и стерлядь – 4 €/экз., осетр – 8 €/экз., белуга – 9 €/экз. При существующих в Украине расценках зарыбление молодью осетровых является убыточным для предприятия. Для осуществления данных работ необходим безотлагательный пересмотр расценок на зарыбок, выпускаемый по государственной программе «Воспроизводство водных живых ресурсов...».

Международное сотрудничество

Целесообразно разработать и согласовать совместную программу исследований заинтересованных причерноморских и придунайских стран по осетровым черноморского бассейна (согласование методик отлова, промеров и мечения и др.), предусматривающую:

- изучение миграции производителей осетровых в Дунае по сезонно, отдельно по рукавам Дуная, в СЗЧМ;
- изучение миграции молоди осетровым по разным рукавам и в море;
- обмен биологическим материалом осетровых (икра, личинка, молодь, сеголетка, ремонт) с целью формирования банка данных и сохранения генофонда;
- обмен информацией о проделанных и проводимых мероприятиях по сохранению осетровых;
- создание региональной информационной системы и региональной базы данных на специальном Web-сайте.

Следует изучить возможность дополнительного внебюджетного финансирования этой программы, а также получения грантов Евросоюза для деятельности, связанной с воспроизводством запасов осетровых рыб, создания регионального центра исследований осетровых, организации обмена студентами и специалистами.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОСНОВНИХ РИБОПРОМИСЛОВИХ ПОКАЗНИКІВ СХІДНОГО СИВАША (2007 - 2009 РР.)

I. Ю. Кірєєва, В. П. Потеха

Національний університет біоресурсів та природокористування України

Представлені дані по біопродуктивності Східного Сивашу за основними рибопромисловими показниками за 2007 - 2009 рр. Визначені головні промислові об'єкти лову. Наданий аналіз вилову кожного конкретного виду гідробіонтів та його частки в формуванні загальних уловів за дослідний період.

Ключові слова: гідробіонти, продуктивність, добуток, вилов, азово-чорноморські кефалі, піленгас, бички, личинки хірономід

Східний Сиваш є унікальною підрядною водоймою Азовського моря. Це найбільше водоймище (площа дзеркала 130 тис. га), солоність якого дозволяє морським рибам формувати локальні популяції (глоса, бичок-трав'янник, бичок-кругляк) або інтенсивно нагулюватися (лобань, сингель, піленгас, атерина та ін.) [3]. Затока Сиваш – це одне з основних водно-болотних угідь колишнього СРСР, внесене до Рамсарського списку міжнародного значення. Аналіз наукових і літературних даних виявив антропогенний чинник, що визначає біологічну продуктивність затоки Сиваш другої половини двадцятого сторіччя. Як результат впливу цього чинника в затоці Сиваш в першу чергу, різко погіршилася якість води, що пов'язано зі скиданням промислових і стічних вод, які містять органічні сполуки (хлориди, сульфати, високотоксичні речовини, амонійний азот). В процесі кумуляції у гідробіонтах ці компоненти передаються по трофічних ланцюгах [4]. Значну роль у зниженні біопродуктивності затоки відіграло будівництво та введення в експлуатацію Північнокримського каналу і його відгалужень (Азово-рисовий канал та ін.), що насамперед пов'язано зі зміною солоності води з 35 до 10 - 12 %. Крім того, збільшилось заростання акваторії затоки вищою водою рослинністю, скорочення нагульних і нерестових площ для аборигенних видів риб. Саме тому, промислові улови цінних видів риб скоротилися більш, ніж у 20 разів – з 1100 (1986 р.) до 52 т (2006 р.) [1, 5].

Метою проведених досліджень була оцінка біопродуктивності Східного Сивашу за основними рибопромисловими показниками. Аналіз динаміки загального промислу гідробіонтів у затоці Сиваш, здійснювався на основі даних іхтіологічної служби Джанкойського територіального відділу рибоохорони Східно-Чорноморського державного басейнового управління охорони, використання і відтворення водних живих ресурсів та регулювання рибальства за період з 2007 по 2009 рр. Для аналізу використовувалися власні дані та дані промислової статистики Східно-Чорноморського ДБУ рибоохорони, Південдержрибоохорони та Джанкойського територіального відділу рибоохорони по з. Сиваш за 2007 - 2009 рр. Промислові лови усіх видів риб здійснювались різними приватними підприємствами (ПП), список яких включав: ТОВ «Азов 3000», СПД Недашковський, ПП Бобровський, ПП Булгаков, ПП Стрюков – лов азово-чорноморських кефалей, піленгаса та бичка, ТОВ «Біогрант», ПП Коблюк, ПП Головко, ПП Ярош – лов личинок хірономід. Промисловий лов у затоці Сиваш азово-чорноморські кефалі, піленгас, бичка здійснювались згідно з Режимом промислового рибальства в басейні Азовського моря та Правилами рибальства та документів дозвільного характеру. Збір, обробка відібраних матеріалів проведено відповідно до «Методики збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового використання риби з великих озер і лиманів України» [2].

На основі отриманих результатів встановлено, що головними промисловими об'єктами лову були азово-чорноморські кефалі, піленгас, бички та личинки хірономід. Камбалла-глоса – основний аборигенний вид, який домінував у Сивашу, втратила промислове значення, і з 2005 р. на лов цього виду встановлено заборону. Загальна рибопродуктивність у з. Сиваш надана у таблиці.

Аналізуючи загальний вилов ВЖР у затоці Сиваш, а саме у її східній частині, прослідковується зростання уловів усіх видів дослідних об'єктів. У 2007 р. загальний видобуток не перевищував 57005 кг, що в у 2,4 рази менше аналогічного показника 2009 р. – 134690 кг.

Загальна рибопродуктивність у з. Сиваш (2007 - 2009 рр.)

Показники	Роки			
	2007	2008	2009	середній
Вилов, кг	57005	78769	134690	90155
у т.ч. азово-чорноморські кефалі, кг	13565	19247	55423	29412
% від загального вилову	23,8	24,4	41,1	29,8
у т.ч. піленгас, кг	14515	14383	20280	16393
% від загального вилову	25,5	18,3	15,0	19,7
у т.ч. бички, кг	271	9952	8994	6405
% від загального вилову	0,5	12,6	6,7	6,6
у т.ч. личинки хірономід, кг	28654	35187	49993	37945
% від загального вилову	50,2	44,7	37,2	44,0
загальна рибопродуктивність Сиваша, кг/га	438	607	1036	694
у т.ч. азово-чорноморські кефалі, кг/га	103	151	425	226
у т.ч. піленгас, кг/га	112	108	155,4	122
у т.ч. бички, кг/га	3	78	72,6	51
у т.ч. личинки хірономід, кг/га	220	270	383	291

Загальний улов азово-чорноморських кефалей зрос у 4,1 рази – з 13565 (2007 р.) до 55423 кг (2009 р.), що, в першу чергу, пов'язано з високим забезпеченням риб кормовими організмами, а також з відновленням стада кефалевих та регульованим виловом цього виду гідробіонтів. Тобто спостерігається збільшення добування кефалей на 17 %, і тому у загальному річному вилові у

2009 р. воно склало майже половину всього вилову. Що стосується промислу піленгаса, то за дослідний період він незначно збільшився. Так, у 2009 р. користувачами ВЖР було виловлено 20280 кг піленгасу, що в 1,4 рази більше, ніж у 2007 р. (14515 кг).

Тобто, своєчасно прийняті заходи контролю та регуляції промислу ВЖР органами рибоохорони дали позитивні результати. Заборона на добування піленгаса привела до поступового відновлення природної популяції цього виду. Вилов бичків у 2007 р. склав 271 кг, що дорівнювало 0,5 % від загальнорічного вилову всіх гідробіонтів. Це в першу чергу вказує на відсутність промислових скупчень цього виду риб, а також незначне охоплення промислових районів. У 2008 р. протягнується кардинальне зростання уловів даного виду до 9952 кг або 12,6 % від загального вилову за рік. Улови бичка у 2009 р. склали 8994 кг (6,7 % від загального річного вилову). У цілому вилов бичків з 2007 до 2009 р. збільшився у 33,2 рази.

Личинки хірономід (мотиль) – відносно новий об'єкт промислу, лов якого щорічно удосконалюється і має чітку тенденцію до зростання. Максимальний вилов хірономід за дослідний період відмічався у 2007 р. і складав 50,2 % від загальної кількості виловлених гідробіонтів. Разом з тим, у 2009 р. доля хірономід в загальному вилові знизилась до 37,2 % при збільшенні їх добування до 49993 кг/р.

Як відомо, загальна рибопродуктивність водойми характеризується сумарною кількістю добутих промисловцінні гідробіонтів. За період проведених досліджень рибопродуктивність Східного Сивашу досягнула максимальних показників у 2009 р. – 1036 кг/га, що майже у 2,4 рази більше, ніж на початку спостережень. Проведений нами аналіз даних біопродуктивності Сивашу виявив групу домінуючих об'єктів промислу, які і визначали збільшення продуктивності дослідної водойми. Так, у 2007 р. в у洛вах домінував мотиль, який склав половину всього добутку. Рибопродуктивність з. Сиваш у 2008 р. характеризувалась збільшенням вилову кефалевих та бичка при незначному зменшенні добування хірономід. Найбільша рибопродуктивність з. Сиваш спостерігалась в останній дослідний 2009 р. і визначалась такими ж об'єктами промислу. Необхідно вказати на зростання вилову піленгаса – до 155,4 кг/га.

Таким чином, загальна рибопродуктивність Східного Сивашу характеризувалась досить високими середньорічними показниками – 694 кг/га з перевагою 2 - 3 домінуючих гідробіонтів. Для відновлення біологічної продуктивності затоки Сиваш необхідний цілий комплекс заходів, спрямованих на поліпшення умов відтворення цінних видів промислових риб та їх збереження. Важливое значення має і боротьба з браконьєрством – шляхом посилення відповідальності за порушення рибоохоронного законодавства. Першорядне значення приділяється поліпшенню якості води в затоці Сиваш за рахунок більш жорсткого контролю за скиданням стічних та промислових

вод. При подальшому регульованому веденні промислу та відповіальному відношенні до використання водних живих ресурсів у Східному Сиваші в перспективі можливе збільшення загальної рибопродуктивності, що поверне всьому Сивашу минуле промислове значення.

Література

1. *Марушевский Г.Б., Костюшин В.А., Сиохин В.Д.* Сиваш: природа и люди. – К.: Черноморская программа Ветландс Интернейшнл, 2005. – 80 с.
2. *Методики збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового використання риби з великих озер і лиманів України.* - К.: ІРГ УААН, 1998. - 47 с.
3. *Павлов П.И.* Промислові риби східного Сиваша та їх біологічні особливості // Праці Інституту гідробіології АН УССР. – 1960. – Вип. 35. – С. 92 - 115.
4. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб. – М.: Пищ. пром-ть, 1966. – 375 с.
5. *Современное состояние Сиваша : сборник научных статей.* – К.: Wetlands International, AEME, 2000. – 104 с.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АЗОВО-КУБАНСКИХ ЛИМАНОВ

Г. А. Москул¹, Ю. И. Коваленко², Н. Г. Пашинова¹, О. А. Болкунов²

¹Кубанский государственный университет

²Краснодарский филиал ВНИРО

Представлены современные данные по гидрохимическому режиму, кормовой базе (фитопланктон, зоопланктон, зообентос, макрофиты), видовому составу ихтиофауны Азово-Кубанских лиманов. Определена продукция кормовых организмов и рассчитана потенциальная и промысловая рыбопродуктивность лиманов. Даны рекомендации по зарыблению лиманов ценными промысловыми видами рыб.

Ключевые слова: Азово-Кубанские лиманы, кормовая база, ихтиофауна, рыбопродуктивность, зарыбление, вылов

Азово-Кубанские лиманы вытянулись почти на 100 км вдоль берега Азовского моря. Ширина их в южной части 10 - 20 км, в средней и северной достигает 40 км. Лиманы связаны между собой узкими гирлами и ериками или искусственно прорытыми каналами.

Основным источником поступления пресной воды в лиманы служит р. Кубань. От количества поступающей из нее воды во многом зависит состояние лиманов: их глубина, температура воды, застаемость макрофитами, соленость воды и др. Связь с Азовским морем осуществляется через морские гирла и прорытые каналы.

Большинство лиманов имеют небольшие глубины от 0,5 до 1 м, хотя есть лиманы с глубинами до 2,5 м и более. Площади водного зеркала у большинства лиманов составляют от 50 до 500 га. В первой половине прошлого столетия насчитывалось около 220 лиманов, общей площадью 150 тыс. га [16]. К 1988 г. общая площадь лиманов сократилась до 136 тыс. га. С момента проведения в 1988 г. учетной аэрофотосъемки лиманов, площадь их уменьшилась еще на 10 тыс. га.

Перечень групп Азово-Кубанских лиманов и входящих в них лиманов, разработан Департаментом сельского хозяйства Краснодарского края и утвержден Главой администрации Краснодарского края (Постановление № 420 от 04.05.2007 г.). В соответствии с данным постановлением общая площадь Азово-Кубанских лиманов составляет 126 тыс. га. Из них 31 тыс. га занимают нерестово-вырастные хозяйства, 48,67 тыс. га – площади рыбопромысловых участков, остальная часть лиманов будет использоваться под товарное и любительское рыболовство.

Все Азово-Кубанские лиманы относятся к высокопродуктивным водоемам, и использовать их необходимо комплексно, т. е. для воспроизводства рыб моря (судака и тарани) и выращивания ценных промысловых видов (карп, белый и пестрый толстолобики, белый и черный амур, веслонос, бестер, пиленгас и др.).

Исследования, проведенные нами в 1998 - 2010 гг. показали, что условия для воспроизводства рыб Азовского моря (судак, тарань) и нагула пресноводного комплекса рыб вполне удовлетворительные.

Общая минерализация воды Азово-Кубанских лиманов колеблется от 1,22 до 4,76 г/л, составляя в среднем 2,95 г/л (табл. 1).

Соленость воды в лиманах различна и непостоянна, зависит в основном от объема вод, поступающих из реки и моря. Минерализация воды в лиманах в течение вегетационного периода увеличивается от весны к осени.

Газовый режим лиманов подвержен некоторым сезонным и локальным изменениям, связанным с ветровым перемешиванием и интенсивным процессом фотосинтеза водорослей в летний период. Наиболее высокое содержание кислорода в воде (8,7 - 10,6 мг/л) отмечается в весенний и осенний периоды, вследствие ветрового перемешивания воды и более слабого развития фитопланктона.

Таблица 1 – Сезонные изменения минерализации воды Азово-Кубанских лиманов, мг/л

Сезон	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	СГ	Сумма ионов
весна	62,3	98,6	150,6	322,6	179,8	411,9	1225,8
лето	125,4	114,2	285,4	517,4	429,6	1398,4	2870,4
осень	96,8	110,5	311,3	686,9	479,5	3077,5	4762,5
среднее	94,8	107,8	249,1	508,9	362,9	1629,3	2952,9

В летний период с наступлением максимальных температур и интенсивным развитием фитопланктона содержание кислорода снижается. Значительным колебаниям в лиманах подвержена окисляемость воды: ее средние годовые показатели находились на уровне 8,6 - 23,8 мгО₂/л. Активная реакция среды (рН) в основном щелочная – 7,9 - 8,4. Содержание биогенных элементов (азот и фосфор) в воде колеблется от 0,06 до 0,36 мгN/л и от 0,10 до 0,81 мгР/л.

Кормовые ресурсы Азово-Кубанских лиманов (фитопланктон, зоопланктон, зообентос, макрофиты) развиваются довольно хорошо.

Изучение фитопланктона кубанских лиманов было начато еще в 1928 г. [3, 6, 17]. Эти авторы приводят самые общие сведения о видовом составе планктонных водорослей некоторых кубанских лиманов. Наиболее полно фитопланктон был изучен Г.С. Губиной [5]. По ее данным фитопланктон кубанских лиманов насчитывал 688 видов, разновидностей и форм водорослей с биомассой в весенний период от 62 до 2837 мг/м³, из них зеленые водоросли составляли 46 %, диатомовые эвгленовые и пирофитовые – 45 и прочие – 9 %.

Наши исследования показали, что фитопланктон Азово-Кубанских лиманов довольно разнообразен. За период исследований, нами обнаружено 173 таксона относящихся к 9 группам (протококковые, вольвоксовые, десмидиевые, диатомовые, эвгленовые, синезеленые, пирофитовые, желтозеленые и золотистые). Наибольшего разнообразия в видовом отношении достигают протококковые – 71, диатомовые – 32, синезеленые – 29, эвгленовые – 22, пирофитовые – 9 видов, остальные группы водорослей (вольвоксовые, десмидиевые, желтозеленые и золотистые), встречаются в незначительных количествах и представлены 10 таксонами. Наибольшее количество видов водорослей отмечено в мелководных, хорошо прогреваемых участках водоемов. В более глубоких местах и зарослях макрофитов видовой состав водорослей значительно беднее. Среднесезонная биомасса фитопланктона лиманов составляет $10,67 \pm 0,101$ г/м³ (табл. 2).

В весенний период (апрель - май) наибольшего развития достигают диатомовые, протококковые и синезеленые водоросли, которые хорошо развиваются при температуре воды до 17 - 18 °C. Как отмечает Г.С. Губина [5], эти водоросли наиболее требовательны к биогенным элементам минерального происхождения.

Таблица 2 – Сезонные изменения численности и биомассы фитопланктона Азово-Кубанских лиманов

Группа водорослей	Весна	Лето	Осень	Средняя (n = 145)	
	M ± m	M ± m	M ± m	M ± m CV, %	Cv, %
Chlorophyta, в т.ч.	<u>5,23 ± 0,08</u> 1,81 ± 0,12	<u>11,23 ± 0,87</u> 2,71 ± 0,16	<u>3,12 ± ,21</u> 2,10 ± 0,13	<u>6,53 ± .070</u> 2,21 ± 0,008	1,09 0,36
Protococcales	<u>3,72 ± 0,14</u> 1,18 ± 0,19	<u>6,31 ± 0,07</u> 1,53 ± 0,14	<u>2,06 ± 0,10</u> 1,19 ± 0,15	<u>4,03 ± 0,034</u> 1,30 ± 0,003	0,93 0,24
Volvocales	<u>0,96 ± 0,09</u> 0,32 ± 0,08	<u>2,16 ± 0,38</u> 0,76 ± 0,04	<u>0,89 ± 0,12</u> 0,47 ± 0,04	<u>1,34 ± 0,011</u> 0,52 ± 0,004	0,83 0,74
Desmidiales	<u>0,55 ± 0,09</u> 0,16 ± 0,02	<u>2,76 ± 0,06</u> 0,86 ± 0,02	<u>0,17 ± 0,01</u> 0,15 ± 0,03	<u>1,16 ± 0,023</u> 0,39 ± 0,006	1,97 1,60
Bacillariophyta	<u>7,26 ± 0,23</u> 1,96 ± 0,12	<u>15,25 ± 0,23</u> 3,52 ± 0,12	<u>6,45 ± 0,24</u> 2,96 ± 0,21	<u>9,66 ± 0,070</u> 2,81 ± 0,014	0,73 0,49
Cyanophyta	<u>5,84 ± 0,42</u> 1,42 ± 0,04	<u>18,12 ± 0,46</u> 5,19 ± 0,34	<u>5,21 ± 0,43</u> 2,24 ± 0,54	<u>9,60 ± 0,114</u> 2,95 ± 0,033	1,84 1,12
Euglenophyta	<u>1,25 ± 0,08</u> 0,52 ± 0,03	<u>16,32 ± 0,78</u> 4,62 ± 0,23	<u>5,51 ± 0,67</u> 1,93 ± 0,21	<u>7,69 ± 0,095</u> 2,36 ± 0,036	1,24 1,53
Pyrrophyta	<u>0,34 ± 0,02</u> 0,12 ± 0,03	<u>2,45 ± 0,31</u> 0,63 ± 0,03	<u>0,96 ± 0,04</u> 0,14 ± 0,02	<u>1,25 ± 0,018</u> 0,25 ± 0,004	1,48 1,79
Chrysophyta	- -	<u>0,18 ± 0,01</u> 0,04 ± 0,001	- -	<u>0,06 ± 0,001</u> 0,04 ± 0,001	1,66 2,43
Xanthophyta	<u>0,08 ± 0,01</u> 0,01 ± 0,002	<u>0,14 ± 0,02</u> 0,09 ± 0,003	- -	<u>0,07 ± 0,001</u> 0,05 ± 0,003	1,43 6,00
Всего:	<u>19,64 ± 0,54</u> 5,69 ± 0,25	<u>63,69 ± 0,67</u> 17,24 ± 0,54	<u>21,25 ± 0,68</u> 9,08 ± 0,23	<u>34,86 ± 0,387</u> 10,67 ± 0,101	1,12 0,95

Примечание: над чертой – численность, млн. кл./м³; под чертой – биомасса, г/м³.

В летний период с повышением температуры воды до 22 - 27 °С, в лиманах усиливаются процессы разложения органических веществ, и в это время биомасса эвгленовых и вольвоксовых водорослей, наиболее требовательных к биогенным элементам органического происхождения, достигает максимума ($4,62 \pm 0,23$ - $0,76 \pm 0,04$ г/м³).

Анализ динамики биомассы и численности фитопланктона показал, что в лиманах с апреля по август происходит постепенное их повышение, а с сентября – понижение.

Зоопланктон кубанских лиманов изучен довольно хорошо [7, 8]. А.Г. Крыловой [7] изучался зоопланктон 23 лиманов Ахтарско-Гривенской системы. В составе зоопланктона этих лиманов обнаружено 29 видов коловраток, 18 – веслоногих раков, 22 – ветвистоусых раков и 13 видов прочих планктеров, в число которых вошли простейшие, кишечнополосные, листоногие и др.

Исследования, проведенные нами в 1998 - 2010 гг. показали, что зоопланктон Азово-Кубанских лиманов представлен в основном коловратками, ветвистоусыми и веслоногими ракообразными, а также прочими планктонными организмами (простейшие, личинки хирономид не перешедшие на донный образ жизни и др.).

Наиболее многочисленны в видовом отношении являются коловратки – 22 вида, веслоногие раки представлены 11 видами, ветвистоусые – 8 видами и прочие – 6 видами. Среднесезонная биомасса зоопланктона в лиманах варьировала от $2,03 \pm 0,23$ до $8,17 \pm 0,92$ г/м³ (табл. 3).

Донная фауна Азово-Кубанских лиманов представлена более 30 видами беспозвоночных животных. Доминирующими организмами зообентоса являются личинки хирономид, которые составляют до 85 % биомассы мягкого зообентоса. В составе зообентоса кроме личинок хирономид, отмечены олигохеты, личинки стрекоз, ручейников и поденок, а также моллюски, гаммариды и другие.

Наиболее высокая биомасса зообентоса в лиманах наблюдается в мае - июне ($5,73 \pm 0,18$ г/м²), в июле - августе происходит ее снижение до $2,82 \pm 0,11$ г/м², а к осени – до $1,82 \pm 0,09$ г/м². Среднесезонная биомасса мягкого зообентоса составляет в среднем за вегетационный сезон $3,45 \pm 0,041$ г/м², численность – 1046 экз./м² (табл. 4).

Максимального развития личинки хирономид достигают в весенний период – $778 \pm 0,65$ экз./м². Летом в период вылета имаго хирономид численность их сокращается до $365 \pm 0,79$ экз./м², биомасса – до $0,48 \pm 0,03$ г/м², осенью – до $120 \pm 0,67$ экз./м², биомасса – до $0,33 \pm 0,01$ г/м².

Уровень развития олигохет колеблется от $370 \pm 0,98$ экз./м² (весной) до $173 \pm 0,84$ экз./м² (осенью). Среднемноголетняя биомасса мягкого зообентоса (хирономиды, олигохеты) составляет 1,48 г/м².

Макрофиты лиманов развиваются довольно хорошо. Тростник встречается почти во всех лиманах, окаймляя берега и, реже, в виде островов, разбросанных по зеркалу воды. Помимо тростника, из жесткой растительности распространен рогоз, ежеголовник и др.

Основные виды мягкой растительности, которая в большинстве случаев покрывает лиманы: уруть, рдесты, валлиснерия, роголистник, хара и др.

Проведенный учет высшей водной растительности показал, что ее биомасса составляла более 33 т/га, а численность растений превышала 65 шт./м².

Таблица 3 – Сезонные изменения численности и биомассы зоопланктона Азово-Кубанских лиманов

Группа организмов	Весна	Лето	Осень	Средняя(<i>n</i> = 124)	
	M ± m	M ± m	M ± m	M ± m CV,	Cv, %
Rotatoria	<u>31,60 ± 0,56</u> 0,13 ± 0,08	<u>135,03 ± 0,89</u> 0,85 ± 0,08	<u>4,03 ± 0,07</u> 0,03 ± 0,001	<u>56,88 ± 1,32</u> 0,34 ± 0,01	<u>2,32</u> 2,35
Cladocera	<u>17,60 ± 0,76</u> 1,34 ± 0,98	<u>233,56 ± 0,76</u> 3,71 ± 0,34	<u>23,01 ± 0,24</u> 1,90 ± 0,12	<u>91,39 ± 2,17</u> 2,32 ± 0,23	<u>2,38</u> 1,03
Copepoda	<u>26,45 ± 0,56</u> 0,55 ± 0,06	<u>208,61 ± 0,56</u> 3,47 ± 0,25	<u>37,78 ± 0,45</u> 0,57 ± 0,04	<u>90,95 ± 1,83</u> 1,53 ± 0,02	<u>2,02</u> 1,57
Varia	<u>0,34 ± 0,08</u> 0,01 ± 0,002	<u>2,73 ± 0,12</u> 0,14 ± 0,02	<u>0,81 ± 0,03</u> 0,02 ± 0,001	<u>1,29 ± 0,02</u> 0,06 ± 0,001	<u>1,86</u> 2,18
Всего:	<u>75,99 ± 0,98</u> 2,03 ± 0,23	<u>579,93 ± 0,32</u> 8,17 ± 0,92	<u>65,63 ± 0,76</u> 2,52 ± 0,45	<u>240,52 ± 5,18</u> 4,24 ± 0,62	<u>2,15</u> 6,18
Примечание: над чертой – численность, тыс. экз./м ³ ; под чертой – биомасса, г/м ³ .					

Таблица 4 – Численность и биомасса зообентоса Азово-Кубанских лиманов

Группа организмов	Весна	Лето	Осень	Средняя (<i>n</i> = 120)	
	M ± m	M ± m	M ± m	M ± m	Cv, %
Chironomidae	<u>778 ± 6,65</u> 1,77 ± 0,12	<u>365 ± 2,79</u> 0,48 ± 0,03	<u>120 ± 1,67</u> 0,33 ± 0,01	<u>421 ± 6,860</u> 0,86 ± 0,015	<u>1,63</u> 1,75
Oligochaeta	<u>370 ± 0,98</u> 1,09 ± 0,12	<u>263 ± 0,84</u> 0,43 ± 0,02	<u>173 ± 0,84</u> 0,33 ± 0,01	<u>269 ± 2,056</u> 0,62 ± 0,008	<u>0,76</u> 1,28
Varia	<u>448 ± 0,56</u> 2,86 ± 0,14	<u>328 ± 0,89</u> 1,91 ± 0,12	<u>293 ± 0,56</u> 1,16 ± 0,12	<u>356 ± 1,618</u> 1,97 ± 0,017	<u>0,45</u> 0,90
Всего:	<u>1596 ± 0,82</u> 5,73 ± 0,18	<u>956 ± 0,78</u> 2,82 ± 0,11	<u>586 ± 0,91</u> 1,82 ± 0,09	<u>1046 ± 10,541</u> 3,45 ± 0,041	<u>1,01</u> 1,18

Примечание: над чертой – численность, экз./м²; под чертой – биомасса, г/м².

В то время как для нереста судака оптимальная заастаемость лиманов должна находиться в пределах 10 - 15 т/га [15].

Таким образом, кормовые ресурсы (фитопланктон, зоопланктон, зообентос, макрофиты) Азово-Кубанских лиманов развиваются хорошо, однако, используются они в основном малоценными и сорными видами рыб. Численность ценных промысловых видов рыб очень низка.

Ихтиофауна лиманов в 1930 - 1950 гг. была представлена 60 видами рыб [16]. Н.И. Чижов, Ю.И. Абаев [20] отмечают, что видовой состав Приазовских лиманов насчитывает 65 видов и подвидов рыб, относящихся к 15 семействам. В 1980 - 1989 гг. ихтиофауна Азово-Кубанских лиманов была представлена 75 - 82 видами рыб, относящихся к 22 семействам [13, 18, 21].

В настоящее время видовой состав рыб Азово-Кубанских лиманов насчитывает 75 видов рыб, объединяющиеся в 19 семейства (табл. 5).

Таблица 5 – Видовой состав ихтиофауны Азово-Кубанских лиманов

Семейство, вид, подвид	Троицкий, 1958	Троицкий, Цунникова, 1988	Москул, 1995	Наши данные, 1998 - 2010
1	2	3	4	5
Семейство Осетровые – <i>Acipenseridae</i>				
Белуга – <i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	+	/	+	
Шип – <i>Acipenser nudiventris</i> Lovetsky, 1828				/
Стерлядь – <i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	+	/	+	/
Русский осетр – <i>Acipenser gueldenstaedti</i> Brandt, 1833	+	+	+	/
Севрюга – <i>Acipenserstellatus</i> Pallas, 1771	+	+	+	/
Семейство Веслоносые – <i>Polyodontidae</i> .				
Веслонос – <i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792)				/
Семейство Сельдевые – <i>Clupeidae</i> .				
Черноморско-азовская сельдь – <i>Alosa maeotica</i> (Grimm, 1901)	+	/	+	/
Черноморская (керченская) сельдь – <i>Alosa kessleri pontica</i> (Eichwald, 1838)		/	+	/
Азовский пузанок – <i>Alosa caspia tanaica</i> (Grimm, 1901)	+	+	+	+
Черноморско-азовская тюлька (килька) – <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+	+
Семейство Анчоусовые – <i>Engraulidae</i>				
Европейский анчоус, хамса – <i>Engraulis encrasicholus</i> (L., 1758)	+	+	+	+
Семейство Щуковые – <i>Esocidae</i>				
Обыкновенная щука – <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Семейство Карповые – <i>Cyprinidae</i> .				
Язь – <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	/
Голавль – <i>Leuciscus cephalus orientalis</i> Nordmann, 1840	+	+		

Продолжение таблицы 5

1	2	3	4	5
Усач – <i>Barbus tauricus kubanicus</i> Berg, 1912	+	+		
Подуст – <i>Chondrostoma colchicum kubanicum</i> Berg, 1912	+	+		
Быстрыняка – <i>Alburnoides bipunctatus rossicus</i> Berg, 1924	+	+		
Калинка, или бобрыец – <i>Leuciscus borystheneicus</i> (Kessler, 1859)	+	+	+	+
Амурский чебачок – <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)			+	+
Горчак – <i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch, 1782)			+	+
Обыкновенная плотва – <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758).	+	+	+	+
Тарань – <i>Rutilus rutilus heckeli</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+	+
Кутум – <i>Rutilus frisii kutum</i> (Kamensky, 1901)		+	+	/
Красноперка – <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758).	+	+	+	+
Черный амур – <i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846).		+	+	/
Белый амур – <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844).		+	+	+
Обыкновенный жерех – <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Верховка – <i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	+	+	+	+
Азовская шемая – <i>Chalcalburnus chalcoides schischkovi</i> Drensky, 1942	+	+	+	/
Обыкновенная уклейка – <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Лещ – <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758).	+	+	+	+
Белоглазка – <i>Abramis sapo</i> (Pallas, 1814).	+	+		
Густера – <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758).	+	+	+	+
Обыкновенный рыбец – <i>Vimba vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Чехонь – <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Линь – <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Обыкновенный пескарь – <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Северокавказский длинноусый пескарь – <i>Gobio ciscaucasicus</i> Berg, 1912		+	+	+
Золотой карась – <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	/
Серебряный карась – <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Сазан, Карп – <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Белый толстолобик – <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Val, 1844)		+	+	+
Пестрый толстолобик – <i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846)		+	+	+
Семейство Чукучановые – <i>Catostomidae</i>				
Большеротый буффало – <i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844)		/	/	/
Малоротый буффало – <i>Ictiobus bubalis</i> (Rafinesque, 1819)		/	/	
Черный буффало – <i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1820)		/	/	
Семейство Вьюновые – <i>Cobitidae</i> .				
Обыкновенная щиповка – <i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Вьюн – <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758).	+	+	+	/
Семейство Сомовые – <i>Siluridae</i> .				
Обыкновенный, или европейский, сом – <i>Silurus glanis</i> L., 1758	+	+	+	+
Семейство Угревые – <i>Anguillidae</i>				
Речной угорь – <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	+	/	/	/
Семейство Налимовые – <i>Lotidae</i>				
Налим – <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)				/
Семейство Икталуровые – <i>Ictaluridae</i> .				
Канальный сомик – <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)		+	/	/
Семейство Оризиевые – <i>Oryziatidae</i>				
Медака – <i>Oryzias latipes</i> (Temminck, 1846)			+	+
Семейство Колюшковые – <i>Gasterosteidae</i> .				
Трехглазая колюшка – <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Малая южная колюшка – <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859)	+	+	+	+
Семейство Игловые – <i>Syngnathidae</i> .				
Змеевидная игла-рыба – <i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1837)	+	+	+	+
Черноморская игла-рыба – <i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald, 1831	+	+	+	+
Семейство Кефалевые – <i>Mugilidae</i> .				
Сингиль – <i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	+	+	+	/
Остронос – <i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)		+	+	/
Лобан – <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	/
Пиленгас – <i>Mugil soiuy</i> Basilewsky, 1855			+	+

Окончание таблицы 5

1	2	3	4	5
Семейство Атериновые – <i>Atherinidae</i>				
Атерина – <i>Atherina boyeri pontica</i> (Eichwald, 1838)	+	+	+	+
Семейство Окуневые – <i>Percidae</i>				
Окунь речной – <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	+	+	+	+
Судак – <i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Берш – <i>Stizostedion volgensis</i> (Gmelin, 1788)			+	+
Обыкновенный ерш – <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	+
Донской ерш – <i>Gymnocephalus acerinus</i> (Guldenstadt, 1775)	+	+	/	/
Перкарна – <i>Percarina demidoffi</i> Nordmann, 1840	+	/	+	+
Семейство Бычковые – <i>Gobiidae</i> .				
Бычок-бубырь – <i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	+	+	+	+
Длиннохвостый бычок Книповича – <i>Knipowitschia longicaudata</i> (Kessler, 1877)	+	+	+	+
Бычок-травяник – <i>Gobius ophiocephalus</i> Pallas, 1814	+	+	+	+
Бычок-кругляк – <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+
Бычок-песочник – <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+
Бычок-рыжик – <i>Neogobius eurycephalus</i> (Kessler, 1874)	+	+	+	+
Бычок-ширман – <i>Neogobius syrman</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+	+
Бычок-гонец – <i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)		+	+	+
Бычок губан – <i>Neogobius platyrostris</i> (Pallas, 1814)			+	+
Бычок Родиона (Кавказский речной бычок) – <i>Neogobius rhodionii Vasiljeva et Vasiljev, 1994</i>			+	+
Бычок-цуцик, мраморный – <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	+	+	+	+
Каспиосома – <i>Caspiosoma caspium</i> (Kessler, 1877)		/	+	+
Пуголовка звездчатая – <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874)	+	+	+	+
Пуголовка азовская – <i>Benthophilus magistri Iljin, 1927</i>	+	+	+	+
Леопардовый лысун – <i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	+		+	+
Бычок-кнут – <i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)			+	+
Семейство Морские окунь – <i>Percichthyidae</i>				
Полосатый окунь – <i>Morone saxatilis</i> (Waldaum, 1792)				/
Семейство Саргановые – <i>Belonidae</i>				
Сарган – <i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1758)			/	+
Семейство Камбаловые – <i>Pleuronectidae</i>				
Черноморская камбала (глосса) – <i>Platichthys flesus luscus</i> (Pallas, 1811)	+	+	+	/
Всего:	60	75	82	75
в том числе:				
встречается постоянно - +	60	64	71	55
встречается редко, единичные экземпляры - /	-	11	11	20

Нами не обнаружены представители семейства Веслоносых (веслонос), семейства Налимовых (налим) и семейства Морских окуней (полосатый окунь), а также белуги и шипа из семейства Осетровых, малорогого и черного буффало из семейства Чукчановых.

Многие (20 видов) из приведенных в табл. 5 видов рыб встречаются редко или распространены на очень ограниченной акватории и поэтому не играют существенной роли в биологии лиманов. Видовой состав рыбного населения лиманов зависит от многих факторов: солености воды, растительности, наличия и характера связи лимана с рекой и морем и др. Одним из главнейших факторов, определяющих состав ихтиофауны, является соленость воды. В зависимости от солености воды видовой состав рыб в лиманах встречается в определенных группировках, характерных для того или иного типа лиманов.

В сильно осолоненных лиманах (соленость выше 10 %) встречаются бычки, глосса, кефаль, колюшка и другие морские рыбы. В лиманах с меньшей соленостью воды (от 6 до 10 %) появляются карповые и окуневые, а в лиманах с соленостью воды от 1 до 6 % видовой состав рыб заметно увеличивается. В пресноводных лиманах с соленостью воды менее 1 % ихтиофауна представлена всеми отмеченными выше пресноводными, проходными и полупроходными видами, а также некоторыми морскими рыбами.

Наиболее многочисленными являются виды семейства Карповых, которые насчитывают в лиманах 26 видов рыб. Нами не обнаружены 5 видов рыб из семейства Карповых (головль, усач,

подуст, белоглазка и быстрянка), которые были отмечены С.К. Троицким в 1958 году. Однако, с 1958 г. по настоящее время это семейство пополнилось 8 видами (амурский чебачок, горчак, кутум, черный амур, белый амур, северокавказский длинноусый пескарь, белый толстолобик, пестрый толстолобик).

Таким образом, ихтиофауна Азово-Кубанских лиманов в настоящее время насчитывает 75 видов рыб. Промысловое значение имеют 17 видов (щука, плотва, тарань, красноперка, жерех, белый амур, линь, густера, чехонь, серебряный карась, сазан, белый толстолобик, пестрый толстолобик, сом, окунь, судак, пиленгас). Остальные виды или встречаются единично, или являются малоценными в рыбохозяйственном отношении.

Зарегулирование стока р. Кубани, безвозвратное водопотребление сельским хозяйством, сброс неочищенных возвратных вод с крупнейшего в России рисового массива, а также проведение различных видов работ привело к увеличению антропогенной нагрузки на экосистему Азово-Кубанских лиманов и к сокращению запасов промысловых видов рыб, уменьшению объемов их вылова. Многие лиманы потеряли свое воспроизводственное значение для полупроходных рыб (тарань, судак) и в них преобладающее значение получили малоценные виды рыб (окунь, серебряный карась, красноперка и др.).

Рыбопродуктивность Азово-Кубанских лиманов колеблется от 10 до 25 кг/га. Малоценные виды рыб составляют более 80 % уловов.

Эта рыбопродуктивность является очень низкой и не может служить ориентиром для водоемов Юга России. В связи с этим, имея многолетние данные по численности и биомассе фитопланктона, зоопланктона и зообентоса, нами предпринята попытка определения потенциальной рыбопродуктивности лиманов по кормовым ресурсам.

Известно, что выход рыбопродукции из водоемов определяется не остаточной биомассой кормовых организмов, а величиной их годовой (сезонной) продукции. Поэтому важное значение приобретают исследования, направленные на определение величины продукции отдельных видов и групп водных организмов, играющих основную роль в питании рыб.

Для определения продукции фитопланктона, зоопланктона, зообентоса и макрофитов мы воспользовались, имеющимися в литературных источниках П/Б-коэффициентами, которые колеблются от 40 - 71 для Каховского водохранилища [19], до 350 - 400 генераций фитопланктона в год для Мирового океана [4], для зоопланктона – от 4,1 для Волгоградского водохранилища [14] до 45 для нагульных прудов Молдавии [22], для зообентоса – от 6 до 10.

Для определения продукции фитопланктона, зоопланктона, зообентоса и макрофитов для водохранилищ бассейна Кубани были приняты П/Б-коэффициенты соответственно – 80, 20, 6 и 1,1 [1, 2, 10 - 13]. Мы, также, для большой надежности воспользовались минимальными П/Б-коэффициентами.

Располагая средними за вегетационный период биомассами, мы получили величину продукции фитопланктона, зоопланктона, зообентоса и макрофитов для Азово-Кубанских лиманов общей площадью 35 тыс. га, которую можно использовать для товарного рыбоводства (табл. 6).

Полученные данные по продукции фитопланктона, зоопланктона, зообентоса и макрофитов являются ориентировочными, однако на их основе можно подойти к непосредственному определению потенциальной и промысловой рыбопродуктивности лиманов (табл. 7).

При определении возможного вылова рыбы по кормовым ресурсам мы исходили из величины сезонной продукции планктона и бентоса, устанавливали, какая часть продукции потребляется рыбами, используя кормовой коэффициент планктона и бентоса, непосредственно рассчитывали величину годового прироста ихтиомассы.

Такой метод определения возможного вылова рыбы по кормовым ресурсам в озерах и водохранилищах применяли многие авторы [1, 2, 9, 10, 13, 14, 19].

Учитывая, что рыбы используют кормовую базу в самой различной степени в зависимости от ряда причин, связанных как с качеством потребителя (вид, возраст, поисковая способность, фи-

Таблица 6 – Среднемноголетняя биомасса и продукция кормовых компонентов

Кормовые компоненты	Биомасса			Продукция		
	г/м ³	кг/га	Всего, т	П/Б	кг/га	Всего, т
Фитопланктон	10,67	106,7	3734,5	80,0	8480	296800
Зоопланктон	5,24	52,4	1834,0	20,0	1048	36680
Зообентос	3,28	32,8	1148,0	6,0	197	6895
Макрофиты		33000,0	495000	1,1	36300	544500

Таблица 7 – Потенциальная и промысловая рыбопродуктивность Азово-Кубанских лиманов

Показатели	Кормовые ресурсы			
	фитопланктон	зоопланктон	зообентос	макрофиты
Продукция кг/га	8480	1048	197	36300
Степень использования продукции, %	50	50	50	15
Кормовой коэффициент, ед.	30	10	6	50
Потенциальная рыбопродуктивность, кг/га	141,3	52,4	16,4	108,9
Естественная смертность и убыль от хищников, %	45	45	45	45
Промысловая рыбопродуктивность, кг/га	77,72	28,82	9,02	59,89
Общий вылов = 6141 т				

зиологическое состояние и др.), так и кормовыми условиями – доступностью корма, температурой воды, освещенностью, распределением корма и др., мы допускаем возможность использования рыбами 50 % продукции.

Таким образом, расчеты, проведенные по имеющимся кормовым ресурсам показывают, что за счет естественных кормов можно получить в среднем с каждого гектара водной площади 175,45 кг рыбной продукции, в том числе: 77,72 кг за счет фитопланктона (белый толстолобик), 28,82 кг за счет зоопланктона (пестрый толстолобик), 9,02 кг/га за счет зообентоса (карп) и 59,89 кг/га за счет макрофитов (белый амур).

Для получения такой рыбопродуктивности необходимо осуществлять ежегодное зарыбление лиманов годовиками из расчета: 150 экз./га белого толстолобика, 50 экз./га пестрого толстолобика, 100 экз./га белого амура и 15 экз./га карпа. При 55 % промвозврате общий вылов составит более 6 тыс. т.

Литература

1. Абаев Ю.И. Биологическое обоснование реконструкции ихтиофауны Шапсугского и Шенджийского водохранилищ Краснодарского края : автореф. дис. ... канд-та биол. наук : 03.00.10. – М.: ВНИРО, 1971. – 24 с.
2. Абаев Ю.И. Товарное рыбоводство на внутренних водоемах. – М.: Пищ. пром-ть, 1980. – 110 с.
3. Арнольди В.И. Очерк водорослей Приазовских лиманов. – Краснодар: Работы Новороссийской биологической станции, 1928. – 16 с.
4. Богоров В.Г. Географические зоны и пелагиали центральной части Тихого океана // Труды ИОАНН. – 1960. – Т. 41.
5. Губина Г.С. Фитопланктон Ахтарско-Гивенских лиманов // Тр. АзНИИРХ. – 1966. – Вып. 9. – С. 33 - 39.
6. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Вводные и общие вопросы планктологии. – Л.: Наука, 1959. – 658 с.
7. Крылова А.Г. Зоопланктон Ахтарско-Гивенских лиманов // Тр. АзНИИРХ. – 1966. – Вып. 9. – С. 41 - 51.
8. Курдова Л.Г., Харин Н.Н. Динамика кормовой базы в лиманах Сухом и Юрчевском в условиях выращивания товарной рыбы // Тр. АзНИИРХ. – 1963. – Вып. 6. – С. 37 - 41.
9. Лапицкий И.И. Направленное формирование ихтиофауны и управление численностью рыб в Цимлянском водохранилище // Тр. Волгоградского отд. ГосНИОРХ. – 1970. – Т. 4. – 270 с.
10. Москул Г.А. Биологические основы выращивания карпа, белого и пестрого толстолобиков в кубанских лиманах : автореф. дис. ... канд-та биол. наук : 03.00.10. – Л.: ГосНИОРХ, 1978. – 23 с.
11. Москул Г.А. Состояние и перспективы рыбохозяйственного освоения кубанских лиманов // Материалы Всесоюзной научной конференции по направлению и интенсификации рыбоводства во внутренних водоемах Северного Кавказа. – Ростов н/Д, 1979. – С. 156 - 158.
12. Москул Г.А. Рыбохозяйственное освоение Краснодарского водохранилища. – СПб.: ГосНИОРХ, 1994. – 136 с.
13. Москул Г.А. Биологические основы рыбохозяйственного освоения внутренних водоемов Северного Кавказа : автореф. дис. ... доктора биол. наук: 03.00.10. – М.: ВНИИПРХ, 1995. – 51 с.
14. Пирожников П.Л. Кормовая база и рыбопродуктивность Сталинградского водохранилища : изв. ВНИИОРХ. – Л., 1954. – 34 с.
15. Тевашова Л.Е., Цуникова Е.П. Инструкция по биологической мелиорации Кубанских лиманов. – М.: Главрыбвод, 1983. – 23 с.
16. Троицкий С.К. Кубанские лиманы. – Краснодар, 1958. – 51 с.
17. Троицкий С.К., Харин Н.Н. Биологическая и рыбохозяйственная классификация кубанских лиманов // Тр. АзНИИРХ. – 1960. – Вып. 1. – С. 27 - 31.

18. Троицкий С.К., Цуникова Е.П. Рыбы бассейнов Нижнего Дона и Кубани. – Ростов н/Д: Ростовское книжное изд-во, 1988. – 111 с.
19. Цееб Я.Я. Кормовые ресурсы Каховского водохранилища // Вопр. ихтиологии. – 1966. – Т. 6, вып. 2 (39). – С. 1518 - 1531.
20. Чижов Н.И., Абаев Ю.И. Рыбы водоемов Краснодарского края. – Краснодар: Краснодарское книжное из-во, 1968. – 94 с.
21. Чижов Н.И., Москул Г.А. Использование кубанских лиманов для выращивания товарной рыбы // Рыбное хозяйство. – 1976. – № 3. – С. 18 - 20.
22. Ярошенко М.Ф., Набережный А.И. О биологической продуктивности кормовой гидрофауны в прудах для карпов // Известия Молдавского филиала АН СССР. – Кишинев, 1955. – № 6 (26). – С. 24 - 32.

УДК 504.423

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ЕКОСИСТЕМИ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОСТРОВА ЗМІЙНИЙ У 2009 - 2010 РР.

**В. І. Медінець¹, Н. В. Дерезюк¹, Н. В. Ковальова¹, О. П. Конарева¹,
С. С. Котогура¹, С. В. Медінець¹, С. М. Снігірев¹, В. З. Піщик¹,
Ю. М. Деньга², С. Г. Соловьев²**

¹Одесський національний університет ім. І.І. Мечникова;

²Український центр екології моря

Наведено огляд результатів гідробіологічних, гідрологічних, гідрохімічних, атмосферно-хімічних, метеорологічних та інших видів досліджень, які виконувались у 2009 - 2010 рр. науково-дослідною станцією «Острів Змійний» Одесського національного університету ім. І.І. Мечникова. Проведено оцінку атмосферного потоку біогенних сполук на поверхню моря в районі острова Змійний. В статті коротко проаналізовані основні гідрологічні і гідрохімічні параметри. Показано, що спостерігається підвищення температури та рівня моря, та зміни у видовому складі фітопланктону та іхтіофагуни. Наведено оцінки якості морських вод. Запропоновані заходи для майбутньої стратегії розвитку інфраструктури острова.

Ключові слова: острів Змійний, Чорне море, прибережні води, гідрологія, гідрохімія, гідробіологія

Дослідження Одесського національного університету ім. І.І. Мечникова (ОНУ ім. І.І. Мечникова) останніх років [1 - 9, 11, 13 - 21] показали, що сучасний стан екосистеми прибережних до о. Змійний морських вод вимагає дуже обережного ставлення до природних ресурсів острова і його прибережних вод, які характеризуються унікальним біорізноманіттям і високою концентрацією червонокнижних видів гідробіонтів.

У 2009 - 2010 рр. в рамках «Комплексної програми подальшого розвитку інфраструктури та впровадження господарської діяльності на о. Змійний й континентальному шельфі» науковцями ОНУ ім. І.І. Мечникова на базі науково-дослідної станції «Острів Змійний» виконувався науковий проект «Комплексні дослідження та оцінка сучасного екологічного стану прибережної екосистеми о. Змійний з урахуванням вимог Конвенції про захист Чорного моря», основною метою якого було визначення стратегії подальшого розвитку інфраструктури острова, охорони і збереження унікальної прибережної екосистеми та виконання міжнародних обов'язків України у відповідності з вимогами Конвенції щодо захисту Чорного моря від забруднення [12] і Протоколу про збереження біорізноманіття та ландшафтів Чорного моря [10].

В процесі виконання проекту було впроваджено програму спостережень та моніторингу [7]; забезпечені функціонування науково-дослідної станції «Острів Змійний» та проведено регулярні експедиційні дослідження основних гідрологічних, гідрохімічних, та гідробіологічних характеристик прибережних до о. Змійний вод. На основі отриманих даних спостережень проведено оцінки сучасного стану абіотичної складової екосистеми острова і біорізноманіття морської екосистеми прибережних вод, які входять до території загальнодержавного загальнозоологічного заказника «Острів Змійний»; проаналізовано відповідність стану екосистеми прибережних вод вимогам Конвенції [12] і Протоколу про збереження біорізноманіття та ландшафтів Чорного моря [10]. При проведенні досліджень використовувались стандартні методи відбору і аналізу зразків природного середовища, які використовувались нами в роботах [8, 9]. Аналіз зразків води і донних відкладень для визначення рівнів радіоактивного і токсикологічного забруднення виконувались в лабораторіях Українського наукового центру екології моря [13, 16].

Основні наукові результати, які були отримані при виконанні вищепереліченого проекту науково-дослідного проекту наступні:

Вперше проведено детальне комплексне обстеження сучасного стану метеорологічних і гідрологічних режимів, гідробіологічних, мікробіологічних, іхтіологічних та інших характеристик прибережних вод, що дало можливість провести комплексну оцінку стану екосистеми прибережних вод о. Змійний та створити геоінформаційну систему «Острів Змійний» [1] з можливістю її розширення і використання для регулювання і нормування скидів у прибережну екосистему біогенних і органічних речовин, а також для картографування островів та морських екосистем.

Аналіз метеорологічної інформації, яка була отримана на протязі 2009 - 2010 рр. на о. Змійний, дав можливість виявити особливості метеорологічного режиму острова та показав, що усі метеорологічні параметри мають чіткий сезонний хід та у порівнянні з результатами попередніх років

[9] виявлені довгострокові тренди, що, на нашу думку, є свідоцтвом інтенсивних регіональних змін клімату. Дані метеорологічних спостережень впроваджені в Гідрометцентрі Чорного і Азовського морів для складання прогнозів погоди регіону західної частини Чорного моря. Середній рівень моря на протязі 2009 - 2010 рр. складав 476 см і на протязі останніх трьох років коливався в діапазоні 46 см і мав тенденцію до довгострокового підвищення з середнім темпом біля 6 см на рік. Вперше за 2003 - 2010 рр. було зареєстровано аномальне зростання прозорості в літку 2010 року, коли на протязі липня-жовтня середні значення прозорості були на рівні не менш як 7 м. Цей факт обумовлений аномаліями в циркуляції водних мас в районі о. Змійний і в західній частині Чорного моря.

Було показано, що в останні 5 років спостерігається постійне підвищення температури поверхневих вод Чорного моря. В серпні 2010 р. (на протязі трьох діб: 8 - 10 серпня) був зареєстрований абсолютний максимум температури поверхневих вод в районі о. Змійний, який становив 29,3 °C. Це підтверджує наші висновки про наявність процесів регіональних змін клімату в районі о. Змійний. При вивчені вертикальних профілів температури поблизу острова в літку 2009 і 2010 рр. водні маси в основному були однорідними. Але вперше за всю історію досліджень в районі острова у квітні 2009 р. був зареєстрований стрібок зростання температури, який співпадав зі стрибками зменшення солоності і зростанням розчиненого кисню на глибині 15 - 18 м.

За останні три роки наших спостережень в районі о. Змійний абсолютний максимум солоності був зареєстрований у грудні 2009 р. (18,72 %). У 2009 - 2010 рр. середньомісячні значення солоності перевищували середньостатистичні історичні дані. Дослідження вертикальних розподілів солоності з глибиною, які проводились у п'яти експедиціях, показали наявність практично постійно шару стрибка солоності в усі сезони року. При цьому солоність поверхневого шару складала 11 - 14 %, а придонного - 17 - 18 %. Восени шар стрибка солоності опускався практично до дна. Вперше було виявлено, що середні значення солоності в серпні - жовтні 2010 р. було аномально високим за всі роки досліджень і складали 17,424 % і 17,902 % для поверхневого і придонного шару відповідно, що також свідчить про аномалії в гідрофізичних процесах 2010 р. При цьому середньомісячні значення солоності збільшились на 3 - 3,5 % у порівнянні з 2005 - 2006 рр. [7].

У 2009 - 2010 рр. в прибережній зоні о. Змійний величина водневого показника в поверхневому шарі змінювалась в межах від 7,85 (02.09.10) до 9,10 (20.06.10), у придонному (8 м) - від 8,17 (2.09.10) до 9,18 (31.05.09). Максимальні значення водневого показника приходилися на червень. В осінній період характерне зниження значень pH. При цьому необхідно відмітити, якщо за нашими даними за період спостережень 2003 - 2007 рр. в районі о. Змійний [7] спостерігався стабільний тренд зниження водневого показника як в поверхневих, так і в придонних шарах води, то у 2009 - 2010 рр. цей тренд порушився зростанням величини водневого показника.

Концентрації розчиненого у воді кисню за період досліджень у 2008 - 2010 рр. знаходилися в межах 5,01 (5.07.08) - 14,56 (10.11.08) мг/л, що відповідало 65,2 % і 157,1 % у поверхневому шарі і 5,30 - 13,20 мг/л у придонному шарі на глибині 8 м, що складало від 67 до 146 % насичення. У 2009 - 2010 рр. діапазон змін концентрацій був значно меншим. Найбільш цікавим явищем, зареєстрованим у 2010 р. вперше за всю історію спостережень, була поява шарів підвищеного вмісту кисню на глибинах 12 - 15 м в квітні 2009 р. та у червні і серпні 2010 р., коли в шарі стрибку солоності концентрації кисню підвищувались до 120 - 150 % від рівня насичення. Ці аномальні явища в вертикальному розподілі концентрацій кисню потребують подальших досліджень. Одночасно в період сезонних зйомок 2009 р. біля острову нами були зафіковані випадки нестачі кисню біля дна, коли на глибині 25 - 30 м вміст кисню складав від 55 до 65 % рівню насичення, тобто влітку - восени у дна формувались умови гіпоксії.

Результати спостережень за біогенними речовинами показали дуже великий діапазон змін їх концентрацій і практичну відсутність стабільного сезонного ходу. Концентрації фосфатів коливалися від 1 до 154 мкгР/л, а загального фосфору від 6 до 155 мкгР/л. При цьому слід відмітити, що у 2009 р. концентрації сполук фосфору були значно вищими, ніж у 2010 р.: 1 - 19 мкгР/л для фосфатів і 10 - 88 мкгР/л - для загального фосфору. Різкі підйоми значень концентрацій сполук фосфору за період спостережень 2009 - 2010 рр. спостерігались двічі у жовтні 2009 і 2010 рр., тобто восени. При цьому відмічено поступове підвищення концентрацій сполук фосфору у порівнянні з 2006 - 2008 рр. Концентрації сполук азоту (нітрати, нітрати і загальний азот) у 2010 р. були нижчими, ніж у 2009 р., коли спостерігався їх максимум за останні 5 років.

Показано [15, 18], що на поверхню моря в районі о. Змійний у 2009 - 2010 рр. щорічно відкладалось $1260 \pm 195 \text{ кгN/km}^2$ у формі амоній-іону, нітрат-іону та нітрат-іону, $1081 \pm 124 \text{ кгS/km}^2$ у формі сульфат-іону та $34 \pm 4 \text{ кгP/km}^2$ у формі фосфат-іону, при цьому потоки з конти-

ненту склали відповідно 1251 ± 195 кгN/км², 553 ± 63 кгS/км² та 25 ± 3 кгP/км². Виявлено, що у 2009 - 2010 рр. на поверхню острова відкладалось в 2,1 разу більше сполук азоту, в 1,5 рази менше фосфору та в 1,1 разу менше сірки відносно даних наших досліджень за 2003 - 2007 рр. [8]. Зростання рівнів забруднення атмосферного повітря, яке переноситься на Чорне море з європейських країн, на нашу думку, обумовлено розвитком виробництва і енергетики причорноморських країн, що вступили до ЄС і прискорено розвиваються.

По результатах досліджень фітопланктону [14] в районі о. Змійний у 2009 - 2010 рр. було зареєстровано 182 види мікроводоростей 11 таксономічних відділів. Найбільшою кількістю видів були представлені відділи діатомових і дінофітових водоростей: *Bacillariophyceae*, *Dinophyceae*, *Chlorophyceae*, *Cyanophyceae*, *Chrysophyceae*, *Euglenophyceae*, *Cryptophyceae*, *Dictyochophyceae*, *Crasspedophyceae*, *Prymnesiophyceae*, *Ebriophyceae*. Для о. Змійний спостерігається «острівний ефект», пов'язаний з підвищеннем видової різноманітності угрупувань та зменшенням біомаси фітопланктону поблизу острова. Значення біомаси фітопланктону коливались у межах 52 - 15100 і 21 - 34050 мг/м³ у поверхневому і придонному шарах води відповідно. Постійно в районі острова [5, 17] реєструвалась група токсичних і потенційно-токсичних водоростей, яка за результатами наших досліджень має тенденцію до збільшення видового складу і зараз налічує біля 60 видів.

Детальний аналіз сезонних та просторових змін концентрацій фотосинтетичних пігментів [3] показав, що у 2010 р. середній вміст хлорофілу «а» склав лише 0,62 мкг/л і був в 2,6 рази меншим, ніж у 2009 р., і у 6 разів нижчим, ніж у 2004 - 2005 рр. Середньомісячний максимум хлорофілу «а» у 2009 і 2010 рр. приходився на серпень. Середньомісячні значення на протязі року змінювалися в 3 - 4 рази. Виконані зйомки просторового розподілу концентрацій хлорофілів показали, що, як і для фітопланктону і бактеріопланктону, для хлорофілів спостерігається острівний ефект зменшення концентрацій при наближенні до берегів острова. Оцінка трофічного стану вод за концентрацією хлорофілу «а» показала, що води біля острова у 2009 р. класифікувались як «евтрофні», а у 2010 р. були значно чистішими і «мезотрофними» [6]. Таким чином можна констатувати той факт, що у 2010 р. з червня до жовтня був зафікований абсолютний мінімум середньомісячних концентрацій хлорофілу «а» за останні 8 років.

Показано [6], що у 2009 - 2010 рр. в прибережних до о. Змійний морських водах чисельність бактерій (0,30 - 5,56) 106 кл/мл була характерною для мезотрофних (57 - 60 %) і евтрофних (40 - 43 %) вод, при цьому вона продовжувала знижуватись і була приблизно у 2 рази нижчою, ніж наприкінці 80-х рр. минулого століття, що свідчить, перш за все, про зменшення рівнів органічного забруднення прибережних вод о. Змійний. Вивчення вертикального розподілу бактеріопланктону з глибиною показав, що на поверхні його чисельність була максимальною і знижувалась у 2 - 5 разів на глибині 25 - 20 м. Показано, що зміни концентрації бактерій в морських водах поблизу о. Змійний, який знаходиться в зоні трансформації дунайських річкових вод, однозначно пов'язані зі змінами солоності. При цьому, при зростанні солоності і прозорості, концентрації бактеріопланктону зменшуються (відповідні коефіцієнти кореляції 0,7 і 0,8).

На початку 2010 р. були зареєстровані сліди заморного явища на мідійних полях на глибинах 6 - 10 м. Біомаса мідій, яка формує 90 % біомаси бентосного співтовариства, на всіх типах субстратів значно знизилась, і в першу чергу це було викликано знищеннем мідійних запасів хижаком рапаною, середня чисельність якої у 2010 р. коливалась від 1 до 37 екз./м², а біомаса – до 1793 г/м². При цьому чисельність і біомаса рапани одночасно зі зменшенням запасів мідії почала незначно зменшуватись, тобто зроблено висновок, що кормова база для рапани вже виснажена і почалось зменшення її чисельності.

Протягом 2009 - 2010 рр. в прибережних водах острову було реєстровано [21] 52 видів риб, з яких 12 видів занесено до Червоної книги України, 19 видів – до Червоної книги Чорного моря, 8 видів – до списків протоколу Бернської конвенції, 15 видів охороняються Бухарестською конвенцією. Тобто, іхтіофауна прибережних вод в останні роки стає найбільш цінним ланцюгом морської екосистеми біля о. Змійний. Але оцінка стану її біорізноманіття за індексами Маргалефа, Шеннона, Піела показала, що в період проведення будівельних і берегоукріплювальних робіт їх значення безперервно знижувалися. Лише у 2010 р., коли всі роботи припинились, всі показники біорізноманіття стали зростати.

Дуже важливим розділом досліджень, пов'язаним з виконанням вимог Конвенції про захист Чорного моря від забруднення, було вивчення рівнів нафтового забруднення морських вод поблизу о. Змійний, яке показало, що за період 2005 - 2010 рр. (коли було проаналізовано 60 зразків води на вміст нафтових вуглеводнів) в 40 % випадків було зареєстровано перевищення ГДК, пов'язане з забрудненням від суден, які знаходились в акваторії острова. Фонове значення концентрації на-

фтових вуглеводнів в цьому районі Чорного моря оцінено нами як 0,33 мг/л, або 66 % від ГДК [13]. За результатами визначення нафтових вуглеводнів в донних відкладеннях показано, що рівень забруднення складав від 2,6 до 3,8 ГДК.

Оцінка рівню токсикологічного забруднення морської води [13] показала, що з 11 проаналізованих хлорованих пестицидів та поліхлорованих біфенілів (ПХБ) вміст лише двох пестицидів, а саме ліндану (λ -ГХЦГ) та дильдрину, перевищує ГДК у 2,2 та 4 рази відповідно. Дуже цікавими виявилися результати визначення поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ). З 16 ПАВ, які були ідентифіковані в зразках морської води, для 8 ПАВ (тобто для 50 %), а саме для фенантрену, флуорантену, бензо(а)антрацену, хрізену, бензо(k)флуорантену, бензо(а)пірену, індено(1,2,3-cd)пірену, бензо(g,h,i)перілену, були зафіксовані концентрації, які у 4 - 20 разів перевищували ГДК. Це надзвичайний факт, тому що практично усі вищезгадані ПАВ є канцерогенами і викликають негативні токсикологічні ефекти у всіх живих організмів, в тому числі і у людини. Вміст шістьох ТМ (миш'яку, кадмію, кобальту, міді, ртуті, свинцю та цинку) не перевищував ГДК і коливався в межах від 0 до 0,4 ГДК для різних металів, тобто проблем з ТМ в прибережних водах поки не зафіксовано.

Дослідження токсикологічного забруднення донних відкладень [13] показали, що з 11 проаналізованих хлорованих пестицидів лише вміст шістьох, а саме α -ГХЦГ, β -ГХЦГ, λ -ГХЦГ (ліндан), ДДЕ, ДДД, ДДТ – у 3 - 15 разів перевищують ГДК для донних відкладень. За даними аналізів, сума поліхлорованих біфенілів (ПХБ) перевищувала ГДК у 2 - 4 рази. Велике занепокоєння викликають результати визначення поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ): з 16 ПАВ, які були ідентифіковані в зразках, для 9 ПАВ (тобто 56 % від всіх аналізованих), а саме, для фенантрену, антрацену, флуорантену, бензо(а)антрацену, хрізену, бензо(k)флуорантену, бензо(а)пірену, індено(1,2,3-cd)пірену та бензо(g,h,i)перілену, були зафіксовані концентрації, які у 7 - 15 разів перевищували ГДК. Практично цей перелік повторює список перевищення ГДК, який був зафіксований і для морських вод. Це є доказом того, що в районі о. Змійний є постійне джерело забруднення, з якого ПАВ потрапляють у донні відкладення і морську воду. Враховуючи цей факт рекомендовано в майбутньому провести більш детальні дослідження біогеохімічного циклу ПАВ з обов'язковим аналізом зразків гідробіонтів, які можуть накопичувати ці токсиканти. Вміст шістьох ТМ (миш'яку, кадмію, кобальту, міді, ртуті, свинцю та цинку), так само, як і для зразків морської води, не перевищував ГДК і коливався в межах від 0 до 0,2 ГДК для різних металів, тобто проблем з накопиченням ТМ в донних відкладеннях поки не зафіксовано.

Дослідження забруднення морських вод радіонуклідом цезію-137 [16], який потрапив в Чорне море внаслідок аварії на ЧАЕС і продовжує цікавити світову наукову спільноту і населення чорноморських країн, показало, що на протязі 2005 - 2010 рр. концентрації цезію-137 коливались в межах від 3,5 до 18,4 Бк/м³. При цьому слід зауважити, що в розподілі концентрацій спостерігається тренд зменшення концентрацій цезію-137, за яким концентрації цезію-137 за останні 5 років зменшились приблизно на 50 %, тобто в середньому щорічно концентрація цезію-137 в поверхневих водах поблизу о. Змійний зменшується на 10 - 12 %. За нашими спостереженнями, йде звичайний процес самоочищенння моря від радіонукліду цезію за рахунок його розпаду та розбавлення в морі. Різких коливань та зростань не спостерігалось, що свідчить про відсутність нових джерел радіоактивного забруднення в цьому районі Чорного моря. У порівнянні з 1992 р. концентрації цезію-137 зменшились лише у 3 - 3,5 рази.

Проведені дослідження впливу господарчої діяльності на о. Змійний і в його прибережній акваторії [2] показали, що в періоди інтенсивної господарчої і іншої діяльності на острові і прибережних водах, які є частиною загальнозоологічного заказника загальнодержавного значення, спостерігається зниження біорізноманіття іхтіофаяуні і бентофаяуні та підвищується забруднення нафтовими вуглеводнями. Будівельні роботи на прибережних ділянках моря негативно впливають на стан макрозообентосних організмів, в тому числі на «червонокнижних» крабів, на безхребетних мешканців прибережних калюж, на скupчення специфічних літофільних бентосних організмів *Mytilus galloprovincialis* та на морських ссавців – дельфінів. Для збереження чутливої і вразливої острівної і морської екосистеми обґрунтовані рекомендації щодо більш жорсткого контролю за характером господарської діяльності на острові та в прибережних водах.

Було виявлено, що зміни ландшафту і місце проживання морських організмів, в тому числі і червонокнижних, відбувались у процесі берегоукріплювальних робіт і будівництва малого причалу та молу в північно-східній частині акваторії острова. Найбільш важливими для виконання вимог Конвенції є результати дослідження біорізноманіття живих організмів, які проживають на шельфі острова і у водному стовпі. Порівняння існуючих в районі острова видів морської флори

ї фауни з тимчасовим переліком видів, що мають важливе значення для Чорного моря, який наведено в Протоколі про збереження біорізноманіття [10] показало, що в прибережних водах острова мешкають 15 видів риб, 3 види дельфінів, 11 видів макрообентосу, 4 види водоростей, 1 вид водної рослинності та 15 видів птахів, що занесені в Протокол про збереження біорізноманіття Чорного моря і підлягають охороні. Взагалі в прибережних водах о. Зміїний зустрічається велика кількість видів (15 видів риб, 11 – ракоподібних, в тому числі 6 видів крабів, 1 – молюсків, 4 види водоростей, 1 вид водних рослин, 3 види дельфінів, 15 видів птахів, серед яких 3 гідрофільні), які занесені також в Червону книгу України, що вимагає додаткових заходів на національному рівні щодо збереження цих видів. Наявність червонокнижних видів крабів диктує необхідність термінових дій щодо захисту унікального біотопу о. Зміїний, який є резерватом для всієї північно-західної частини Чорного моря.

В основу запропонованої концепції розробки стратегії розвитку інфраструктури острову покладені основні риси унікальності о. Зміїний, який розташований в північно-західній частині Чорного моря на відстані біля 40 км від гирла р. Дунай, має площину 20,5 га і є єдиним островом на великому (64000 km^2) північно-західному шельфі Чорного моря. Унікальність острову і його прилеглого шельфу полягає в наступних особливостях, а саме: частина острову і прилеглий шельф являє собою загальнодержавний загально-зоологічний заказник; острів внесений в реєстр геологічних пам'ятників України та характеризується унікальним геологічним походженням; о. Зміїний – унікальний історико-археологічний об'єкт далекого минулого України, який входить до «Державного реєстру національного надбання (пам'ятки історії, монументального мистецтва та археології)». Саме тому пріоритетом всієї діяльності на острові повинно бути збереження унікального куточка України для майбутніх поколінь та безумовне виконання вимог діючого національного природоохоронного законодавства і вимог Конвенції з охорони Чорного моря. В якості основного шляху реалізації цього запропоновано створення національного природного морського парку замість існуючого загальнодержавного загально-зоологічного заказника.

На закінчення слід відмітити, що запропоновані в результаті виконання наукових досліджень рекомендації дають змогу розробити майбутню стратегію розвитку інфраструктури острова і прилеглого шельфу та запровадити всі наявні засоби для збереження унікального куточка України – о. Зміїний, враховуючи також той факт, що Верховна Рада України ратифікувала «Протокол про збереження біорізноманіття та ландшафтів Чорного моря» до Конвенції про захист Чорного моря від забруднення {Протокол ратифіковано Законом № 685-V (685-16) від 22.02.2007 р.}. Цим Протоколом всі учасники Конвенції зобов'язались охороняти існуючу унікальні природні ландшафти Чорного моря, особливо території природно-заповідного фонду, до якого відповідно вже відноситься о. Зміїний та прилегла 500-м зона Чорного моря. Рекомендовано повернутись до розгляду питання щодо створення на базі існуючого загально-зоологічного заказника загальнодержавного значення національний морський природний парк «Острів Зміїний» та переглянути межі охоронюваної морської території в сторону її збільшення. Единий масив територій і акваторій, що охороняються, повинен бути зоною – не менш, як 2 км округ острову, в якій необхідно забезпечити режим заповідання залишків філофори в районі о. Зміїний та забезпечити міграцію рідкісних видів риб в західній частині Чорного моря через введення суворих обмежень на всі види господарчої діяльності в прибережних водах біля о. Зміїний і запровадження особливих правил вилову живих морських ресурсів в прилеглих до о. Зміїний водах, маючи на увазі повну заборону вилову риби і молюсків та регульоване добування хижака – рапани в зоні 5 км навколо острову.

Частина досліджень виконувалась за фінансовою допомогою міжнародного проекту ENVIROGRIDS програми FP7.

Подяка

Автори висловлюють свою подяку співробітникам Регіонального центру інтегрованого моніторингу і екологічних досліджень, які забезпечили спостереження, відбір зразків та вахтову роботу науково-дослідної станції «Острів Зміїний», та співробітників Українського наукового центру екології моря за визначення радіонуклідного та токсикологічного забруднення зразків морської води та донних відкладень.

Література

- Газетов Е.И., Мединец В.И. ГІС-модель острова Змеиний и прилежащего шельфа Чорного моря // Сучасні інформаційні і електронні технології : Праці десятої міжнар. наук.-практ. конф. Одеса, 18 - 22 травня 2009 р. – Одеса: Політехперіодика, 2009. – Т. 2. – С. 171.
- Газетов Е.І., Снігірев С.М., Лобуренко О.О. Огляд господарської діяльності на острові Зміїний та оцінка її впливу на стан прибережної екосистеми // Экологические проблемы Черного моря : Материалы Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 28 - 29 октября 2010 г. – Одесса: ІНВАЦ, 2010. – С. 301 - 304.

3. Ковалева Н.В., Мединец В.И. Исследование фотосинтетических пигментов в прибрежных водах острова Змеиный // Экологические проблемы Черного моря : Сб. докл. и статей Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 27 - 28 октября 2011 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2011. – С. 119 - 122.
4. Мединец В.И. Программирование исследований морского биоразнообразия в соответствии с европейской инициативой SEBI-2010 и директивами ЕС // Экологические проблемы Черного моря : Сб. докл. и статей Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 27 - 28 октября 2011 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2011. – С. 166 - 168.
5. Мединец В.И., Дерезюк Н.В. Ковалева Н.В., Мединец С.В., Снигирев С.М. Исследования потенциально-токсичных микроводорослей в прибрежных водах острова Змеиный в 2003 - 2010 гг. // Экологические проблемы Черного моря : Материалы Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 28 - 29 октября 2010 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2010. – С. 119 - 121.
6. Мединец В.И., Ковалева Н.В. Исследования качества прибрежных вод о. Змеиный с использованием индекса эвтрофикации TRIX // Экологические проблемы Черного моря : Сб. докл. и статей Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 27 - 28 октября 2011 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2011. – С. 169 - 172.
7. Мединец В.И. и др. Программа интегрированного мониторинга прибрежных вод острова Змеиный : Екологія міст та рекреаційних зон : Збірн. докл. та статей наук.-практ. конф. Одеса, 2 - 3 червня 2011 р. – Одеса: ИНВАЦ, 2011. – С. 158 - 160.
8. Сминтина В.А., Медінець В.І., Сучков І.О. та ін. Острів Зміїний: екосистема прибережних вод : монографія / Відп. ред. В.І. Медінець ; Одес. Нац.. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса : Астропrint, 2008. – XII. – 228 с., [10] арк. іл. – (Наук. проект "Острів Зміїний" / керівник проекту В.А. Сминтина). ISBN 978-966-190-149-9.
9. Сминтина В.А., Медінець В.І., Газетов С.І. та ін. Острів Зміїний: абіотичні характеристики : монографія / відп. ред. В.І. Медінець ; Одес. Нац.. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса : Астропrint, 2008. – XII. – 172 с., [14] арк. іл. – (Наук. проект «Острів Зміїний» / керівник проекту В.А. Сминтина). ISBN 978-966-190-062-1.
10. Протокол про збереження біорізноманіття та ландшафтів Чорного моря до Конвенції про захист Чорного моря від забруднення, затверджений Законом України N 685-V (685-16) від 22.02.2007 // Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2007, N 50 // zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=998_175. – 16 с.
11. Снигирев С.М., Мединец В.И., Абакумов А.М. Краснокнижные виды рыб в прибрежных водах острова Змеиный в 2003 - 2009 гг. // Екологія міст та рекреаційних зон : Тези докл. та виступів на наук.-практ. конф. Одеса, 3 - 4 червня 2010 р. – Одеса: ИНВАЦ, 2010. – С. 330 - 332.
12. Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution. Istanbul, 1992 // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1994. – № 23. – 34 р.
13. Denga Yu. et al. Marine Environment Pollution near Zmiinyi Island in 2005 - 2010 // Materials of the 3-rd Bi annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference. Odessa, Ukraine, 1 - 4 November 2011. – P. 29.
14. Derezyuk N. Species Diversity of Phytoplankton within the Coastal Waters of Zmiinyi Island (2003 - 2010) // Materials of the 3-rd Bi-annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference. Odessa, Ukraine, 1 - 4 November 2011. – P. 202.
15. Medinets S., Medinets V. Investigation of Atmospheric Wet and Dry Nutrients Depositions to Marine Surface in Western Part of the Black Sea // Materials of the 3-rd Bi-annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference. Odessa, Ukraine, 1 - 4 November 2011. – P. 50.
16. Medinets V. et al. Radioactive Contamination of Surface Marine Waters Adjacent to the Zmiinyi Island (2005 - 2010) // Materials of the 3-rd Bi-annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference. Odessa, Ukraine, 1 - 4 November 2011. – P. 51.
17. Medinets V. et al. Toxic Algae Investigations in Coastal Waters of Zmiinyi Island // Materials of the 3-rd Bi-annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference. Odessa, Ukraine, 1 - 4 November 2011. – P. 52 - 53.
18. Medinets S. et al. Atmospheric Deposition of Nitrogen Compounds to the Black Sea Surface Near the Danube Delta. In: Conference Proceedings of «Nitrogen & Global Change: Key findings - future challenges» (Edinburgh, 11 - 15th April 2011). – S14. – P. 512 - 513.
19. Medinets S.V., Medinets V.I. Atmospheric Inorganic Nutrients Deposition Intensity on Zmiinyi Island Area of the Black Sea (2004 - 2010) // Экологические проблемы Черного моря : Сб. докл. и статей Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 27 - 28 октября 2011 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2011. – С. 192 - 195.
20. Medinets S.V., Medinets V.I. Estimation of Inorganic Nutrients Origin in Atmospheric Depositions on the Zmiinyi Island Area of the Black Sea // Экологические проблемы Черного моря : Сб. докл. и статей Междунар. науч.-практ. конф. Одесса, 27 - 28 октября 2011 г. – Одесса: ИНВАЦ, 2011. – С. 356 - 359.
21. Snigirev S.M. Biodiversity of ichthyofauna in the coastal waters of the Zmiinyi Island in 2004 - 2010 // Biodiversity. Ecology. Adaptation. Evolution: Proceeding of the V International young scientists conference. – Odessa: Pechatnyi Dom, 2011. – P. 106.

ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ: ОБЗОР ИССЛЕДОВАНИЙ ПО АДАПТАЦИИ К ИЗМЕНЕНИЮ КЛИМАТА

О. В. Мунжиу

Институт Зоологии Академии Наук Молдовы

В работе представлен литературный обзор и результаты собственных исследований. Отмечены климатические изменения и их влияние на экосистемы дельты Дуная, а также меры по адаптации к изменению климата.

Ключевые слова: дельта Дуная, адаптация, климат, уязвимые виды, эдификаторы

В связи с появившимися климатическими изменениями возникает необходимость оценки степени этих изменений их направленности, уязвимости экосистем и возможности их адаптации к изменениям климата [23].

Дельта Дуная одно из самых крупных водно-болотных угодий, около 20 % территории дельты находится в Украине (732 км^2) и 80 % в Румынии (4178 км^2) [26]. Она состоит из аллювиальных островов, болот, притоков, каналов и озер. Дельта Дуная, это трансграничнаа территория, следовательно, риски общие и решения должны быть скоординированы. Поэтому любой опыт в разработке мер по адаптации на трансграничном уровне, полезен и другим странам. В 2000 г. было подписано Региональное соглашение о создании и управлении трансграничной ООПТ. «Природоохранная зона» включает: биосферный резерват Дельта Дуная (Румыния); Дунайский биосферный заповедник – ДБЗ (Украина); научный резерват Нижний Прут (Молдова). Территория дельты – один из крупнейших в Европе участков естественной речной поймы, включенный в список Global 200 Всемирного фонда дикой природы (30 типов экосистем, более 7300 видов растений и животных) [9, 26].

Однако климатические изменения создают угрозу биоразнообразию, поэтому необходимо оценить уязвимость водных ресурсов дельты Дуная к изменению климата на основе анализа данных о температуре, осадках, стоке и биологических ресурсах, и рассмотреть возможные меры по адаптации к этим изменениям.

Температура

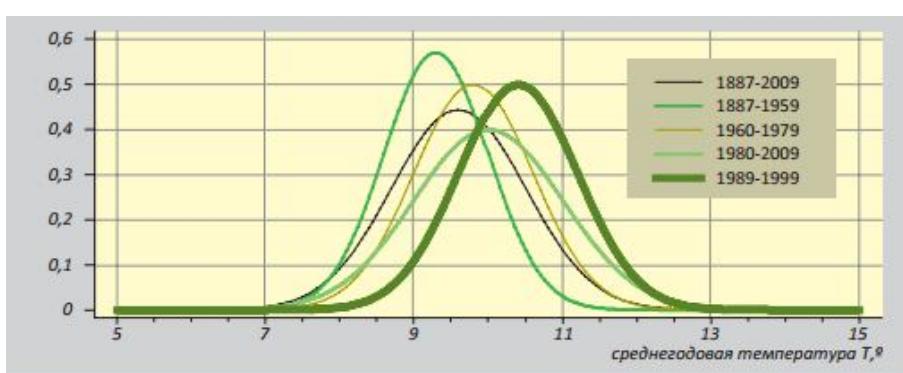
По сравнению с серединой прошлого века, на северо-западе Черноморского региона в последнее десятилетие температура воздуха и воды повысились на 1,2 и 1,3 °C, соответственно, а 2010 г. был особенно аномальным: средняя температура была превышена на 13,6 °C [20].

На территории Республики Молдова изменение среднегодовой температуры в период 1887 - 1999 гг. ясно отражает тенденцию ее повышения (рисунок) [16].

В 2010 г., впервые в августе число дней с температурой выше 35 °C достигло 15. Аномально высокая температура наблюдалась в 2007 и 1946 гг., а в 2007 г. – самый жаркий за последние 120 лет [16].

В Украине летом 2010 г. наблюдались аномально высокие температуры, близкие к рекордно жаркому 1936 г., среднесуточная температура воздуха превышала норму на 5 - 10 °C. В 1991 - 2010 гг. переход температуры воздуха через 0 °C весной происходил на 15 - 20 дней раньше, а осенью на 1 - 6 дней позже, чем в 1961 - 90 гг. [13].

Подобное повышение температуры вызывает смещение границ природных зон, при повышении на 1 °C, граница смещается на 160 км. В Восточной Европе повышение средней температуры за последние



Изменения среднегодовой температуры в различные промежутки времени на территории Республики Молдова

десять лет составило 0,3 - 0,6 °С и привело к некоторому смещению границ природных зон подтверженному появлением нехарактерных видов флоры и фауны [13]. По прогнозам, при существующей тенденции, температура воздуха в Молдове повысится, до конца столетия на 4 - 5 °С, по сравнению с 1961 - 90 гг., а в Украине в разных частях страны от 1 до 5 °С, потепление может привести к еще большему проявлению в смещении границ и вызываемых этим явлением последствиям [13].

Повышение температуры воды в водоемах сказывается на количестве растворенного кислорода, окислительно-восстановительном и самоочищающем потенциале воды, экологическом равновесии, способствуют цветению водорослей, росту содержания бактерий и грибков, вытеснению одних биологических видов другими. Теплая вода физически не может содержать много кислорода, поэтому окси菲尔ные (чувствительные к недостатку кислорода) организмы живут только в водоемах, которые сильно не прогреваются [18].

Осадки и сток

Глобальное потепление ведет к возрастанию частоты и интенсивности наводнений и засух, меняется речной сток. Повышается вероятность интенсивности суточных осадков и числа дней с интенсивными осадками, ожидается общее уменьшение летних осадков над Европой, а частота экстремальных осадков выше, чем средних, интенсивные осадки будут разделены более длительными сухими периодами [3, 18].

Подобные тенденции, согласно некоторым исследованиям, будут наблюдаться и далее: более теплый климат повышает риск, как наводнений, так и засух. Например, в Молдове наиболее сильные паводки ранее происходили примерно один раз в 15 лет (1941, 1955, 1969, 1974, 1980), а сейчас в 2006, 2008, 2010 гг. [16]. В 2010 г. в Молдове, наряду с аномально высокой температурой, наблюдались ливни и наводнения. В июне отмечено максимальное за последние 124 года количество осадков. В 2007 г. зафиксированы не только высокие температуры, но и катастрофически низкое количество осадков (35 - 80 % нормы) [13, 16].

В Украине в вегетационный период 2010 г. отмечено 200 % превышение месячной нормы осадков, а также максимальный за последние 50 лет уровень моря – 502 см [20], что может вызвать приток соленой воды в дельту Дуная. Отмечены изменения в величине стока Дуная, в 2010 г. этот показатель ($299,4 \text{ км}^3$) был в 1,45 выше, чем в предыдущие 30 лет. Устойчивый тренд в повышении среднегодового стока на $60 \text{ м}^3/\text{сек.}$ в год за последние 30 лет наблюдается и в Украинской, и в Румынской частях, в период с 1981 - 2010 гг. интенсивность роста уровня воды составила 3 - 5 мм/год [28].

Биологические ресурсы дельты Дуная – анализ возможных адаптаций

Дельта Дуная – один из крупнейших ветландов – второй по величине в Европе – с площадью около 5000 км^2 , которая ежегодно увеличивается за счет наносов примерно на 1 км^2 . Согласно Рамсарской конвенции, к ветландам относят избыточно увлажненные территории, водоемы, водотоки, пойменные и дельтовые комплексы и морские мелководья глубиной до 6 м во время отлива [5, 7, 9]. Важнейшие функции дельты: буферная, поддержания климата на данной территории, поддержания высокого биоразнообразия и высокой биологической продуктивности [7]. Продуктивность водно-болотных угодий сопоставима с продуктивностью систем интенсивного сельского хозяйства, например, в африканских ВБУ, годовая первичная продуктивность рогоза (*Typha*) составила 30 - 70 т/га, рдестов (*Potamogeton*) – около 40 т/га, а кукурузы – 60 т/га при затратах на удобрения и пестициды [7].

Дельты – переходные территории между ландшафтными комплексами с повышенной интенсивностью процессов обмена вещества и энергии и разнообразием экологических условий [7]. В дельте Дуная встречаются территории от переувлажненных до полупустынных и представляют 30 различных типов экосистем, что создает условия для высокого видового разнообразия. Здесь встречаются 2944 видов растений и более 4300 видов животных. Из 331 видов птиц 9 включены в Европейский Красный список (IUCN Red list), из 135 видов рыб 7 видов – в этом же списке [26]. В него также занесены 3 вида растений, 3 вида пресмыкающихся, 6 видов млекопитающих и 14 видов беспозвоночных [5].

Рыбы, занесенные в Европейский красный список: шип – *Acipenser nudiventris* (Lovetsky, 1828), осетр атлантический – *Acipenser sturio* (Linnaeus, 1758), лосось черноморский – *Salmo labrax* (Pallas, 1814), лосось дунайский – *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758), юдошка европейская – *Umbra*

krameri (Walbaum, 1792), чоп большой – *Zingel zingel* (Linnaeus, 1766), чоп малый – *Zingel streber* (Siebold, 1863) [33]. В основном здесь представлены реофильные виды, за исключением евдошки, обитающей в заболоченных водоемах, а реофильные виды еще и оксифильные, очень чувствительны к содержанию кислорода и температуре. Например, для дунайского лосося *H. hucho* – реликтового эндемика Дуная – наиболее благоприятной для жизнедеятельности является температура воды +15 - +20 °C [33]. Также к реофилам относятся и такие виды, занесенные в Красную книгу Украины, как вырезуб – *Rutilus frisii* (Nordman, 1840) и шемая об. – *Chalcalburnus chalcoides* (Gueldenstaedt, 1772). Поэтому, весьма вероятно, что при повышении температуры именно эти, уже находящиеся под угрозой виды, больше всего будут подвержены негативному воздействию.

Однако, не только вышеперечисленные виды подвержены негативному воздействию, отмечается общая деградация ихтиофауны дельты Дуная, (в первую очередь, связанная с антропогенным воздействием и потерей нерестилищ для аборигенных рыб) [19] и снижение уловов ценных промысловых рыб. Основу (50 %) среднегодовых уловов в украинской части дельты составляет черноморско-азовская проходная сельдь *Alosa immaculata* (Bennett, 1835) (*A. kessleri pontica* (Eichwald, 1838)) 300 т, важную часть составляют осетровые 15 - 1280 т [9, 19].

Выявлена зависимость между уровнем воды и высокоурожайными поколениями сельди, последние приурочены к высокому уровню воды в Дунае весной [19], аналогичная зависимость выявлена и для двустворчатых моллюсков Unionidae [10].

Наряду с рыбой, к экономически важным животным ресурсам дельты, относятся охотничьи птицы (47 видов разрешены к добыче), охотничьи млекопитающие, ресурсы земноводных: зеленых жаб (*Rana esculenta complex*) в ДБЗ – 3626,5 тыс. шт., (253,9 т) [14], а уловы раков в украинской части дельты составляют 5,1 - 38,5 кг/га [19].

Климатические изменения могут оказывать негативный эффект и на реофильные виды беспозвоночных дельты Дуная, внесенных в Европейский красный список. Это, прежде всего, *Theodoxus transversalis* (Pfeiffer, 1828) – лунка трехполосая и *Crassiana crassa* (*Unio crassus*) (Philipsson, 1788) – перловица толстая (овальная) [33]. *C. crassa*, наряду с приверженностью мест обитания к высокому содержанию кислорода и прохладной воде, также очень чувствительна к загрязнению, например, у ювенильных моллюсков повышение смертности наблюдается уже при содержании нитратного азота 2,3 мг/л NO_3^- N/л, а ПДК $\text{N}(\text{NO}_3^-)$ в питьевой воде – 9 мг/л [33]. Также отмечено, что при низком уровне воды, репродуктивный успех перловиц стремится к нулю [10].

В проведенных нами исследованиях в водоемах Молдовы отмечено, что при долговременных изменениях водного режима происходит замещение реофильных видов моллюсков на стагноФильные [12].

Негативное влияние климатических изменений на перловиц может усугубить и конкуренция со стороны чужеродных азиатских, двустворчатых моллюсков *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) и *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). Проведенные нами исследования в Придунайских озерах Молдовы и нижнем течении р. Прут (последнего крупного левобережного притока Дуная) показали, что *C. fluminea* и *S. woodiana* за короткий период стали играть значительную роль в биоценозах. Например, *C. fluminea* занимает второе (после *U. tumidus*) по численности место среди *Bivalvia* в нижнем течении р. Прут [29], а *S. woodiana* – китайская беззубка, попавшая в европейские водоемы в результате интродукции растительноядных рыб, составляет 7 % численности и 74 % биомассы малакофауны оз. Белеу [30]. Для данной популяции также характерна высокая фенотипическая изменчивость и высокий адаптивный потенциал, более 40 % популяции имеют терратогенные особенности. Отмечено восстановление обширно поврежденных раковин, в отличие от нативных двустворчатых, погибающих при таких повреждениях, они, способны увеличить массу раковины на 50 % по сравнению с неповрежденной, и выжить. Температура воды в оз. Белеу нередко достигает 30 °C, а в местах наибольшего скопления *S. woodiana* на заиленном, до дна прогреваемом, мелководье, и больше. Это свидетельствует о термофильности китайской беззубки.

Подтверждением термофильности *S. woodiana* и ее возможных конкурентных преимуществ, связанных с глобальным потеплением, может служить тот факт, что в севернее расположенной Польше, эти моллюски отмечены только в охладительных каналах Конинских озер, с температурой воды до 34 °C [27].

В украинской части дельты *S. woodiana* обитает и в основном русле и в пойменных озерах и в опресненных участках взморья, ее численность на мелководье составляет 20 - 30 экз./ m^2 [15]. В жизненных циклах нативных видов моллюсков *Theodoxus* и *Lymnaeidae* под влиянием глобального потепления наблюдается переход от моно- к бицикличности, что означает появление двух поколений за один репродуктивный сезон [17].

Примером негативного воздействия инвазивного вида макрофитов, достигающего максимального развития с повышением температуры до 25 - 32 °С, может служить элодея канадская *Elodea canadensis* Michx – эвритермный организм, зимой способный вмерзать в лед и находится в состоянии анабиоза [4].

Климатические изменения усугубляют уже существующие экологические проблемы – загрязнение и зарегулирование рек. Например, вследствие загрязнения и зарегулирования рек почти полностью исчезла во многих Европейских странах *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791) – палингения длиннохвостая [31], внесенная в Красную Книгу Украины как исчезающий вид.

В Молдове *P. longicauda* встречалась редко (в период 1989 - 1997 гг. не было отмечено ни одной личинки), в 2010 г. численность ее личинок в р. Прут (створ г. Кагул) составила 40 экз./м² при биомассе 7,76 г/м², а выше по течению в 2011 г. была отмечена максимальная численность и биомасса – 440 экз./м² и 10,744 г/м². Развитие личинки длится 3 года, за это время она достигает размера 30 мм.

Этот вид является примером успешной реинтродукции проведенной в 2006 - 2008 гг. из бассейна р. Тисы на р. Одер [31].

Биоразнообразие находится под угрозой не только возможных климатических изменений, но и антропогенного прессинга. Мелиорация земель для развития сельского хозяйства и рыбоводства, привела к эвтрофикации воды и осушению плавней. В середине XX века в Украине было осушено около 50 % пойменных земель [8], в Молдове, в низовьях р. Прут, в результате мелиорации было ликвидировано озеро Богаты – 7,09 км² [6]. Сегодня в Молдове самым крупным является реликтовое (5 - 6 тыс. лет) проточное озеро Белое – 6,26 км² (Рамсарский сайт №1029 «Нижние Прутские озера»).

В целом 75 % территории нижнего Дуная и 28 % территории исторических паводковых пойм дельты Дуная были обвалованы защитными дамбами. Исследования показали, что увеличение площади ВБУ (в США) в бассейне реки на 1 % уменьшает пик паводка на 4 %, а деградация пойм усугубляет пики наводнений [7].

Вышеперечисленные факты оказывают негативное влияние на естественное биоразнообразие дельты Дуная, устойчивости ее экосистем и их способности к адаптации. Поэтому при разработке стратегии и мер по адаптации особое внимание необходимо уделить видам эдификаторам, хищникам (они более чувствительны к нестабильности среды [1]) и редким видам.

Виды эдификаторы в водоемах дельты это, прежде всего макрофиты и двустворчатые моллюски. Среди макрофитов особое место занимает тростник обыкновенный (*Phragmites australis*). Он выполняет сырьевую, биотическую, экологическую функции. В Жебриянских плавнях он покрывает 36 - 91 % территории, средняя продуктивность – 10 т сухой массы с га, общая масса – 19 тыс. т. Общий ресурс в ДБЗ – более 897 тыс. т зеленой массы тростника [14].

Также тростник способствуют закреплению берегов, очищению воды, потребляя в процессе жизнедеятельности биогенные элементы, тяжелые металлы и другие вещества. Его способность поглощения CO₂ – 3 - 20*10⁻² кг на кг сухой массы. Только в Стенцовско-Жебриянских плавнях, поглощение углерода *F. australis* в течение вегетационного периода – до 3 000 т [14]. Хотя необходимо отметить, что при разложении макрофиты могут быть источником вторичного загрязнения.

Тростник традиционно используется населением Придунайского региона как топливо (теплотворность 1 т угля = 2 т тростника) [14]. В украинской части дельты будут реализованы пилотные проекты по генерированию «зеленой» энергии из биомассы тростника и кустарников [32].

Большой вклад в сохранение качества водной среды, в водных экосистемах вносят двустворчатые моллюски (*Bivalvia*), играя роль биофильтров, эдификаторов и детерминаторов пространства. Во многих водоемах продукция моллюсков сопоставима с рыбной продукцией [2].

В дельте Дуная румынские исследователи описывают 8 видов *Bivalvia*: *Pisidium moitessierianum* (Paladilhe, 1862), *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), *Musculium lacustre* (Muller, 1774) и 4 вида *Pseudanodonta* [22]. По нашим данным, в нижнем течении р.Прут и Придунайских озерах также обитают *Unio tumidus* (Philipsson, 1788), *U. longirostris* (Rossmaessler, 1836), *Anodonta zetlandica* (Gmelin, 1791), *A. piscinalis* (Nilsson, 1822), *A. cygnea* (Linne, 1758), *A. anatina* (Linne, 1758), *Sphaeriastrum rivicola* (Lamarck, 1818) и инвазивные *S. woodiana*, *D. bugensis* (Andrusov, 1897), *C. fluminea*.

Высокая численность и биомасса нативных двустворчатых моллюсков отмечается в Кышильце-Прут, например, в 2011 г. она составила 160 экз./м² и 6845 г/м². С учетом скорости фильтрации этих моллюсков, рассчитанной по [2], на данном участке они могут профильтровывать более 7200 л в сутки, осаждая при этом более 1 кг/м² взвешенных веществ.

Двустворчатые моллюски – ценный кормовой объект для рыб малакофагов и околоводных птиц. В населенных пунктах расположенных возле водоемов эти моллюски издревле использовались в качестве подкормки домашних животных [2]. В настоящее время существуют проекты по их использованию в качестве кормовых объектов, например в Румынии, в комплексе водохранилищ Железные ворота, были проведены эксперименты по выращиванию дрейссены на плотах с полиэтиленовой пленкой, в результате продукция составила до 70 т на площади 10 000 м², которую можно было использовать для кормления птиц и свиней [21]. В ЮГНИРО (г. Керчь) апробирован «Сухой гранулированный корм» из отходов мидийного гидролизата с высокой биологической ценностью [24].

Вещества, аккумулированные в раковинах, на десятилетия депонируются в донных отложениях и выводятся из цикла биогенной миграции, способствуя процессам самоочищения водоемов [2, 11].

Важные факторы в процессе самоочищения – проточность и уровень воды, эти же факторы влияют на формирование мест обитания различных видов флоры и фауны и их устойчивости к климатическим изменениям [7, 23]. Особенно это важно для всех типов озер дельты Дуная, эволюционировавших от морских лагун до болот. Естественная эволюция озер длительный процесс, а антропогенное воздействие его нарушает и ускоряет их превращение в болота. Для сохранения озер в одних случаях можно восстановить проточность, в других изъятие части донных отложений и макрофитов, может предотвратить эвтрофирование водной массы и обеспечить длительное существование водоема [25].

Восстановление озер важный элемент в стратегии по адаптации дельты Дуная. Например, восстановление плавней оз. Кугурлуй, где ключевым компонентом, является рельеф определяющий поемность ветланда. При восстановлении необходимо: определить действие ключевого процесса на территорию (акваторию); наличие биотопов желательных для восстановления и способности, ключевых для восстановления видов на данной территории к расселению [8]. В этой стратегии присутствуют элементы создания экологической сети, которые являются комплексным средством смягчения воздействий изменения климата [3].

Проведенный анализ литературы и собственные исследования подтверждают уязвимость биоценозов дельты Дуная к климатическим изменениям, которую усугубляют уже существующие экологические проблемы. Наиболее уязвимы к изменению климата в дельте Дуная экосистемы мелководий, которым при снижении стока угрожает полное пересыхание, а при повышении полное затопление и устойчивость будет зависеть от экстремумов и экспозиции уровня воды, также уязвимы реофильные и оксифильные виды гидробионтов. Следовательно, при разработке мер по адаптации именно этим участкам и видам, необходимо уделить особое внимание, учитывая, что большое количество видов пресноводной, околоводной и солоноватоводной флоры и фауны, в разные периоды жизнедеятельности, связано с мелководьем.

Адаптация экосистем происходила постепенно на протяжении многих тысячелетий, вплоть до индустриальной эпохи, когда время на адаптацию резко сократилось, а количество стрессовых факторов, к которым необходимо адаптироваться резко возросло. Разработка стратегии адаптации дельты Дуная и ее внедрение, с учетом вышеизложенного, позволит вне зависимости от направленности изменения климата улучшить экологическую ситуацию в регионе.

Литература

1. Алимов А.Ф. Роль биологического разнообразия в экосистемах // Вестник РАН. – 2006. – Т. 76, № 11. – С. 989 - 994.
2. Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. – Л.: Наука, 1981. – 248 с.
3. Андреев А.В. Факторы вероятных будущих изменений (суб)природных экосистем в связи с изменением климата // Трансграничное сотрудничество в адаптации бассейна Днестра к изменению климата : сб. научн. ст. – Кишинев: Eco-TIRAS, 2011. – С. 8 - 21.
4. Базарова Б.Б., Пронин Н.М. Экспансия и реализуемая экологическая ниша элодеи канадской или «водяной чумы» (*Elodea canadensis*) в водных экосистемах северной Евразии // Использование и охрана природных ресурсов России. – 2006. – № 4. – С. 88 - 92.
5. Баркер Н., Дьяков О., Студеников И., Таусик Д. Климатические изменения: в поисках решения проблемы. – Одесса, 2004. – 8 с.
6. Бевза Г.Г., Висковатов Ю.И., Дискаленко А.П. и др. Гидролого-гигиеническая характеристика Днестра и Прута в пределах Молдавской ССР. – К., 1969. – 169 с.
7. Девис Д., Клеридж Г. О свойствах водно-болотных угодий. – М., 2000. – 64 с.

8. Дъяков О.А. Моделирование ключевых гидро-экологических условий при восстановлении экосистем водно-болотных угодий на одамбованных территориях в дельте Дуная // Вестник ОНУ. – 2003. – Т. 8, вып. 11. – С. 94 - 106.
9. Дъяков О.А. (ред.) Природные ресурсы Украинского Придунавья. – Одесса, 2004. – 8 с.
10. Ермохин М. Размерно-возрастная структура популяций Unionidae в малых реках: методы анализа и применение в биомониторинге многолетних изменений паводкового режима // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы : межд. науч. конф., 23 - 27 апреля. – Тольятти, 2001. – С. 78.
11. Зубкова Е.И., Тодераи И.К., Остроумов С.А. и др. Моллюски и их значимость в биогенной миграции металлов в водных экосистемах // Академику Жуковскому 120 лет : сб. науч. ст. – Кишинев, 2008. – С. 153 - 160.
12. Мунжиу O. Сравнительные данные о составе малакофауны Среднего и Нижнего Днестра // Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale. – Chișinău , 2009. – С. 266 - 268.
13. Николаева Л., Денисов Н., Новиков В. Изменение климата в Восточной Европе. Беларусь, Молдова, Украина// Zoï environment network. – 2011. – 60 с.
14. Рубель О.Е. Эконология ветландов. – Кишинев, 2009. – 252 с.
15. Сон M.O. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья. – Одесса: Друк, 2007. – 132 с.
16. Состояние окружающей среды в республике Молдова в период 2007 - 2010 гг. : Национальный отчет. – http://mediu.gov.md/md/rap_nat/
17. Тарасова Ю., Лейченко А., Сок Т., Стельмащук Н. Изменения пресноводной малакофауны Украины под влиянием антропогенных факторов : 14-я Пущинская межд. школа-конф. молодых ученых (Пущино, 19 - 23 апр. 2010 г.): Сборник тезисов.
18. Тромбицкий И.Д., Коробов Р.М. (ред.): Трансграничное сотрудничество в адаптации бассейна Днестра к изменению климата : Сб. научн. ст. – Кишинев: Eco-TIRAS, 2011. – 224 с.
19. Шекк П.В. Ретроспективный анализ и современное состояние ихтиофауны и рыбных промыслов дельты Дуная // Вестник ОНУ. – 2003. – Т. 8, вып. 11. – С. 55 - 85.
20. Adobovskiy V.V., Aleksandrov B.G., Bogatova Yu.I. et al. Reactions of aquatic ecosystems of Northwestern Black Sea Region on the climate anomalous : 3rd Biannual Black Sea Conference, Odessa 1 - 4 November 2011. – Odessa, 2011. – Pp. 164 - 165.
21. Brezeanu Gh., Cioboiu O. Cresterea dirijata si valorificarea speciei *Dreissena polymorpha* (Pall.) Probleme actuale ale protecției și valorificării durabile a diversității lumii animale. Chisinau. – 2007. – P. 149 - 150.
22. Cioboiu O. The distribution of the Bivalves from the Danube, the flooded area and the Danube delta // Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. St. și com. – Stiințele Naturii. – V. XXII. – 2006. – Pp. 309 - 311.
23. Guidance on Water and Adaptation to Climate Change. New York and Geneva, 2009. – <http://www.unece.org/env/water/>
24. <http://yugniro.in.ua>
25. <http://ecology-systems.ru/ustojchivost-ozernyx-ekosistem>
26. <http://www.ddbra.ro>
27. Kraszewski A., Zdanowski B. The distribution and abundance of the chinese mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heated Konin lakes // Arch. Pol. Fish. – Vol. 9. – 2001. – P. 253 - 265.
28. Morozov V. Changes of Hydrological regime of the Danube Delta : 3rd Biannual Black Sea Conference, Odessa, 1 - 4 November 2011. – P. 184.
29. Munjiu O., Shubernetsky I. First record of Asian clam *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) in the Republic of Moldova // Aquatic Invasions. – V. 5, S. 1. – 2010. – Pp. 67 - 70.
30. Munjiu O. The malacofauna of Lake Beleu // Probleme actuale ale protecției și valorificării durabile a diversității lumii animale. – Chișinău, 2011. – Pp. 181 - 183.
31. Trfizer T. A «new home» for the *Tisza mayfly* Palingenia // Danube News. – Bulletin of the IAD, 2008. – V. 10. – Pp. 5 - 7.
32. wwf.panda.org
33. www.iucnredlist.org

УДК 597.21.5(262.54+282.247.367)

СОВРЕМЕННЫЙ ВИДОВОЙ СОСТАВ ИХТИОФАУНЫ И ЕГО СЕЗОННАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ТАГАНРОГСКОГО ЗАЛИВА И ВОДОТОКЕ ДЕЛЬТЫ ДОНА – СВИНОЕ ГИРЛО

А. В. Старцев, С. С. Савицкая

Южный научный центр Российской академии наук

В работе представлены результаты исследований видового состава ихтиофауны устьевого участка р. Дон, авандельты и открытых вод восточной части Таганрогского залива. Даны краткие геофизическая и гидрологическая характеристики исследуемой акватории. Современный состав ихтиофауны представлен 48 видами из 14 семейств. Дан анализ соотношения видов. Представлена сезонная дифференциация видового разнообразия ихтиофауны в восточной части Таганрогского залива и в рукаве дельты – Свиное гирло.

Ключевые слова: Таганрогский залив, дельта Дона, Свиное гирло, видовое разнообразие, сезонная дифференциация, серебряный карась, проходная сельдь, тарань, лещ

Введение

Восточная часть Таганрогского залива и устьевой участок Дона являются важнейшим районом в жизни населяющий его рыб. В зависимости от сезона на его акватории формируются миграционные нерестовые потоки, нагульные, нерестовые и зимовальные ареалы. В водотоках дельты, основного русла реки и крайних участках авандельты проходит нерест многих полупроходных и пресноводных рыб. В открытых водах залива нерестится и нагуливается пиленгас. Важной особенностью района исследований является ярко выраженная сезонная дифференциация видового состава ихтиофауны. В то время как основная масса рыб находится на нерестилищах, другая часть занимает акваторию залива. Отнерестившиеся рыбы выходят на открытые участки для нагула, а им на смену в водотоки дельты и в основное русло спешат нерестовые особи. Широкое видовое разнообразие, экология и биологические особенности ихтиофауны представляют значительный интерес в изучении этой уникальной экосистемы.

Материалы и методы

Результаты ихтиологических наблюдений, положенных в основу работы были получены в период с 2003 по 2011 гг. на береговой научно-экспедиционной базе Южного научного центра РАН «Кагальник», расположенной в одноименном селе. Выход на водоемы осуществлялся на НИСах «Денеб» и «Профессор Панов», маломерных моторных катерах «Мастер 540, 450», «Кайман» и весельных лодках. Облов авандельты и открытой части Таганрогского залива осуществлялся ставными сетями с размерами ячей от 30 до 100 мм, здесь сети проверялись один раз в сутки. Сбор ихтиологического материала в Свином гирле производился с помощью жаберных сетей с ячеей 14 - 50 мм, малькового вентера и 2-метрового бимтрака. Проверка сетей и выборка улова в гирле проводилась дважды в сутки: в 7 и 19 часов. Вентерный улов изымался раз в три дня. Летом 2009 г. в устье р. Кагальник было выполнено 8 обловов 15-метровой мальковой волокушей.

Вылов биологических ресурсов обеспечивался разрешениями, выделенными в научно-исследовательских, учебных и культурно-просветительских целях.

Краткая характеристика района исследований

Нижняя часть течения Дона представляет собой дельту с множеством водотоков (наиболее значимые: Мертвый Донец, Переволока, Старый Дон, Судоходный канал, Большая и Мокрая Каланчи, Кутерьма) и мелких рукавов (гирл), ериков, каналов, 3-х озер и обвалованных нерестилищ общей площадью 538 км². На морском крае (авандельта), протяженностью 32 км, между гирлами образовались многочисленные острова с обширными плавнями, заросшими тростником, рогозом, осокой и другой приводной растительностью, мелководные заливы (куты) глубиной 0,5 м приустьевые косы и бары. Водоток Свиное гирло представляет собой крайний правый мелководный (1,5 м) рукав дельты длиною около 4 км с берегами, заросшими высшей растительностью, илисто-песчаным дном, с выходом ракушечника. Рукав является ответвлением основного судоходного канала и впадает непосредственно в залив, поэтому водоток обладает проточность. Его гидрологические и другие характеристики в целом совпадают с общими параметрами дельты.

Восточная часть Таганрогского залива мелководна (от 0,5 до 4 м), характеризуется ровным рельефом дна с илистыми грунтами, пологим склоном в западном направлении. Обильный речной сток обуславливает сильную распресненность уменьшающуюся по мере удаления от устья Дона в западном направлении. Большую изменчивость среди обитания рыб и других гидробионтов оказывают сгонно-нагонные явления с амплитудой уровня воды более 5 м, вызванные ветрами западного и восточного направлений. Вертикальная температурная стратификация и горизонтальные градиенты невелики. Летом вода прогревается до +26 - 27 °С, зимой охлаждается до +0,3 - 0,1 °С, при этом в штилевую погоду горизонтальное и вертикальное распределение температуры почти однородно. В суровые, холодные зимы в Таганрогском заливе наблюдается продолжительный ледостав до 50 - 70 дней. Сгонно-нагонные явления способствуют образованию торосов и резкой подвижке льда на прибрежную зону [6].

Результаты исследований

В современный период ихтиологическое сообщество нижнего течения Дона (нижний участок реки Дон протяжением 313 км от Цимлянского гидроузла до устья, включая устьевые участки рек Северский Донец, Маныч, пойму с множеством озер и стариц, дельту с большим количеством рукавов и проток; основные из которых – гирла Песчаное, Свинае, Мертвый Донец, Каланча и Старый Дон) по данным В.А. Лужняка и А.А. Корнеева [2] составляет 71 вид круглоротых и рыб, относящихся к 16 семействам.

Акватория наших исследований была направлена в западном мористом направлении от внешнего края дельты, захватывая речной участок крайнего правого рукава дельты – Свинае гирло с устьем р. Кагальник и восточную часть Таганрогского залива. Последняя включала большую часть авандельты и мористые участки: в северной части залива на траверзе г. Таганрог и в южной части залива на траверзе Чумбурской косы [1, 4].

Состав ихтиофауны открытой части залива, авандельты и Свинае гирла, исключительно по нашим последним данным, представлен 48 видами рыб из 14 семейств.

Наиболее богатым, как в отношении видового разнообразия, так и по биомассе является семейство карповых, на долю которого приходится 19 видов, что соответствует 39,6 % всего видового богатства. Бычковые представлены 7 видами, что соответствует 14,6 % от всего биологического разнообразия. На долю кефалевых, сельдевых, окуневых и осетровых приходится от 3 до 4 видов, в то время как семейства анчоусовые, щуковые, икталуровые, выюновые, игловые, сомовые и атериновые имеют только по одному представителю в ихтиоценозах исследуемого участка (табл. 1).

Несмотря на то, что граница между выделенными зонами на исследуемой акватории довольно размыта, наибольшее количество видов наблюдалось в устьевом участке реки: там было отмечено 44, в авандельте – 28 и в открытой части залива – 22 вида.

В восточной части Таганрогского залива в среднем за отчетный период основу вылова составили пиленгас (37,0 %) и серебряный карась (28,3 %), значительной была доля леща (10,6 %), сельди (8,1 %), тарани (5,7 %) и сазана (4,5 %). В небольшом количестве, но часто присутствовали белый толстолобик (1,2 %), судак (1,5 %) и прочие виды (рис. 1).

Таблица 1 – Список семейств и видов рыб

Семейство	Вид	ТЗ	АД	СГ
1	2	3	4	5
I. Acipenseridae – осетровые	Русский осетр <i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt et Ratzeburg, 1833	+	+	+
	Стерлядь <i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758		+	+
	Севрюга <i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771	+		
	Белуга <i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
II. Clupeidae – сельдевые	Азовский пузанок <i>Alosa caspia tanaica</i> (Grimm, 1901)	+	+	+
	Черноморско-азовская проходная сельдь <i>Alosa immaculata</i> Bennett, 1835	+	+	+
	Черноморско-каспийская тюлька <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+
III. Engraulidae – анчоусовые	Европейский анчоус <i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	+		
IV. Esocidae – щуковые	Щука <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758		+	+

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5
V. Cyprinidae – карповые	Лещ <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
	Уклей <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)			+
	Жерех <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)		+	+
	Густера <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)		+	+
	Серебряный карась <i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+	+
	Золотой карась <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)			+
	Черноморская шемая <i>Chalcalburnus chalcooides mento</i> (Heckel, 1836)	+	+	+
	Белый амур <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)		+	+
	Сазан <i>Cyprinus carpio carpio</i> Linnaeus, 1758		+	+
	Белый толстолобик <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)		+	+
	Язь <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)			+
	Чехонь <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
	Амурский чебачок <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)			+
	Обыкновенный горчак <i>Rhodeus sericeus amarus</i> (Bloch, 1782)			+
	Вырезуб <i>Rutilus frisii frisii</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+
	Плотва <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
	Красноперка <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
	Линь <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)			+
	Рыбец <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
VI. Cobitidae – вьюновые	Южнорусская щиповка <i>Cobitis rossomeridionalis</i> Vasiljeva et Vasiljev, 1998			+
VII. Siluridae – сомовые	Обыкновенный сом <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758			+
VIII. Ictaluridae – икталуровые	Американский канальный сомик <i>Ictalurus punctatus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)			+
IX. Gasterosteidae – колюшковые	Трехглазая колюшка <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758			+
X. Syngnathidae – игловые	Черноморская пухлощекая игла-рыба <i>Syngnathus abaster</i> <td></td> <td>+</td> <td>+</td>		+	+
XI. Atherinidae – атериновые	Атерина <i>Atherina boyeri</i> Risso, 1826			+
XII. Mugilidae – кефалевые	Пиленгас <i>Liza haematocheilus</i> (Temminck et Schlegel, 1845)	+	+	+
	Сингиль <i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	+		
	Остронос <i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)			+
	Обыкновенный ерш <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)			+
XIII. Percidae – окуневые	Речной окунь <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758		+	+
	Перкарна <i>Percarina demidoffii maeotica</i> Kuznetzov, 1888	+	+	
	Судак <i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+
	Азовская пуголовка <i>Benthophilus magistri</i> Iljin, 1927			+
XIV. Gobiidae – бычковые	Звездчатая пуголовка <i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874)			+
	Бычок-песочник <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	+	+	+
	Бычок-гонец <i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)			+
	Бычок-кругляк <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	+	+	+
	Бычок-сирман <i>Neogobius syrman</i> (Nordmann, 1840)	+	+	+
	Бычок-цуцик <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)			+

Примечание: ТЗ – открытая часть Таганрогского залива; АД – авандельта; СГ – Свиное гирло.

В Свином гирле в контрольных уловах доминировал серебряный карась, доля которого составила 57,7 %. Уловы остальных рыб были не столь велики. Среди постоянно облавливаемых видов можно отметить заходящих на нерест в рукава дельты бычков (12,8 %), тарань (6,4 %), леща (4,6 %), а из туводных – красноперку (4,2 %), уклею (2,6 %), окуня (1,7 %), щуку (1,6 %). Доля сазана составила 3,9 %, этот вид был представлен как молодью, так и половозрелыми особями (рис. 2).

Возможность круглогодичного мониторинга в контрольных водоемах позволила оценить сезонную дифференциацию видового состава как в качественном, так и в количественном выражении.

ниях. Так, основу зимнего вылова в Свином гирле составляет серебряный карась. Из подо льда неплохо облавливается тарань, которая в период ледостава идет к местам нереста, поэтому ее зимние контрольные уловы в Свином гирле не редкость.

В достаточной степени активным зимой остается мелкий туводный серебряный карась. Красноперка, обыкновенный горчак, амурский чебачок, уклейка так же не залегают на зимовку, и при сгонных и нагонных колебаниях уровня реки в достаточном количестве попадаются в вентерь. Активными в холодный период в гирле являются хищники – речной окунь и щука (рис. 3).

В заливе зимой исследования не проводятся. Весной в восточной части Таганрогского залива основу уловов составляет черноморско-азовская проходная сельдь, совершающая нерестовую миграцию от мест зимовки в Черном море в основное русло Дона. Здесь первые косяки сельди появляются в конце марта, а последние нерестовые особи попадают в сети до середины июня. Максимум хода наблюдается в апреле. По нашим наблюдениям доля сельди составляет около 78 % от совокупного сезонного улова. Другие проходные рыбы (тарань, рыбец, лещ) часто, еще с осени, заходят в нерестовые водотоки; в контрольных уловах в некоторые годы они не составляют весомой массы, в другие годы, после схода льда, тарань может занимать существенную долю в уловах. Весной в заливе в небольших количествах присутствует карась и сазан (рис. 4). В это же время в открытых водах залива нерестится пиленгас [3]. Также надо учесть, что в весенний период контрольные сети рассчитаны на облов сельди, главным образом, в пелагиали, поэтому прилов остальных рыб, особенно придонных, невелик.

В Свином гирле в весенний период видовой состав ихтиофауны достаточно широк. С весенним прогревом воды здесь начинают нерест туводные речные виды – окунь, щука, серебряный карась, густера, позднее – горчак, уклейка и красноперка. Через гирло проходят пути миграций проходных и полупроходных рыб: тарани, рыбца, леща, сазана, сельди, азовского пузанка, шемяки и других. В гирле нерестятся зашедшие с моря бычки – песочник, кругляк, бычок сирмана и др. Из предустьевой части залива на нерест в гирло мигрирует крупный серебряный карась и, часто, сазан. В мае проходит массовый нерест красноперки и уклейки. В вентерных уловах отмечены некрупные особи (до 98 см) европейского сома (рис. 5).

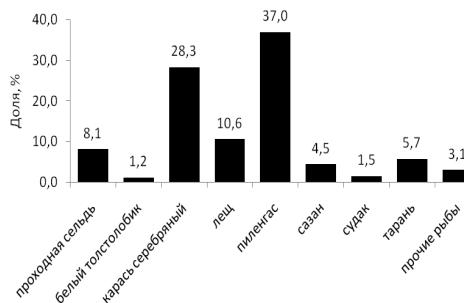


Рисунок 1 – Состав и соотношение уловов рыб (доля, %, по массе) в восточной части Таганрогского залива по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

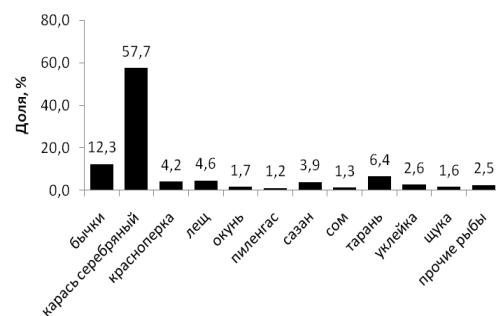


Рисунок 2 – Состав и соотношение уловов рыб (доля, %, по массе) в Свином гирле по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

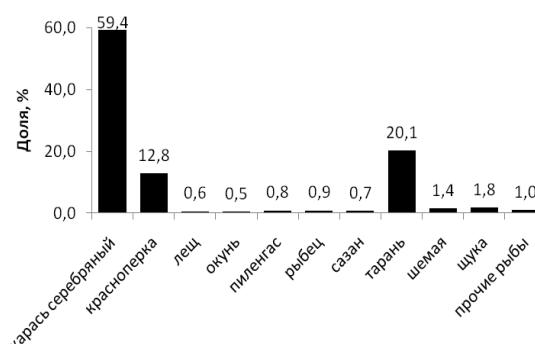


Рисунок 3 – Видовой состав и соотношение рыб в Свином гирле в зимний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

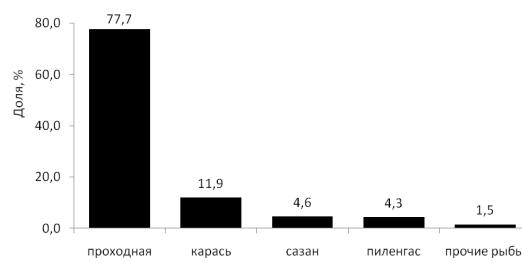


Рисунок 4 – Видовой состав и соотношение рыб в восточной части Таганрогского залива в весенний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

Качественный состав ихтиофауны восточной части Таганрогского залива наиболее широко представлен в летний период: было отмечено присутствие более 30 видов. Основу составляют типичные представители современной ихтиофауны залива: серебряный карась (39,1 %), лещ (20,9 %), пиленгас (14,9 %), тарань (10,3 %), сазан (6,3 %). Среди прочих карповых в уловах присутствовали красноперка, рыбец, мелкий белый толстолобик, редко жерех, чехонь, шемая и вырезуб. Среди других рыб встречались сельдь, судак, перкарина, тюлька, бычки, штучно молодь белуги, русского осетра и севрюги, единично отмечена черноморская кефаль – сингиль (рис. 6).

Летом в Свином гирле качественный состав ихтиофауны также богат. Основу уловов составляют серебряный карась (27,3 %), красноперка (18,9 %) и уклейя (17,9 %). После нереста большая часть крупного карася, зашедшего из залива, возвращается назад. Тем не менее, в гирле остается много мелких и среднеразмерных особей, постоянно живущих в реке. В первой декаде июня заканчивают нереститься красноперка и уклейка, начинается их интенсивный откорм. Практически до конца лета эти рыбы преобладают в контрольных сетепостановках, во многом превышая по численности уловы серебряного карася, который с летним повышением воды до 28 °С, становится менее активным. Часто в летний период в контрольных сетях и вентере встречаются хищники – речной окунь, щука и европейский сом. Отмечаются скатывающиеся после нереста тарань, лещ и проходная сельдь (рис. 7). Достаточно много в контрольных сетепостановках одноразмерной молоди сазана (12,8 %), но, скорее всего, это выпущенные с рыболовных предприятий рыбы. Отмечаются и мигрирующие после нереста в открытые воды Таганрогского залива взрослые особи этого вида. Последнее время участились случаи попадания молоди русского осетра и стерляди. В 2011 г. отмечено попадание представителя черноморских кефалей – остроноса.

Довольно высокие уловы тюльки (более 100 экз. на траление) были получены нами мальковой волокушей в Свином гирле и устье р. Кагальник в 2008 г. Недоступная для облова жаберными сетями (поэтому недостаточно нами учитываемая) тюлька в большом количестве заходит в водотоки дельты Дона для летнего нагула, особенно во время нагонных явлений.

Осенью в Свином гирле основным компонентом ихтиофауны является серебряный карась, доля которого в совокупности составляет более 86 %. В это время в гирле в основном облавливались зимующие туводные рыбы. Осенью в сетных уловах часто присутствуют неполовозрелые особи сазана (3,9 %), попадающие в водотоки с местных рыболовных предприятий, заходящий из залива пиленгас, местные речные окунь и большей частью впервые созревающие щуки (рис. 8).

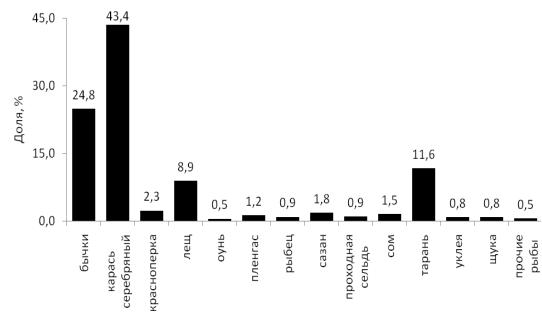


Рисунок 5 – Видовой состав и соотношение рыб в Свином гирле в весенний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

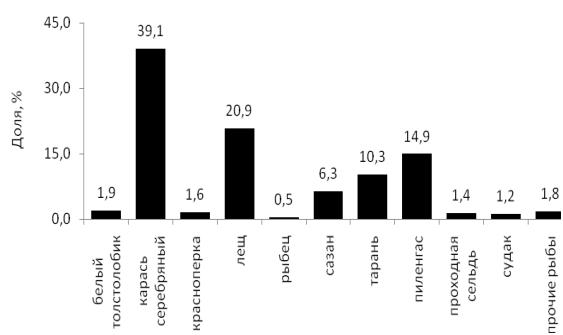


Рисунок 6 – Видовой состав и соотношение рыб в восточной части Таганрогского залива в летний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

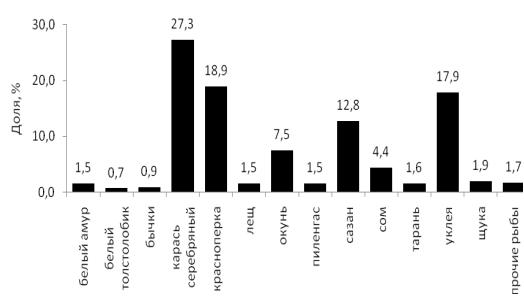


Рисунок 7 – Видовой состав и соотношение рыб в Свином гирле в летний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

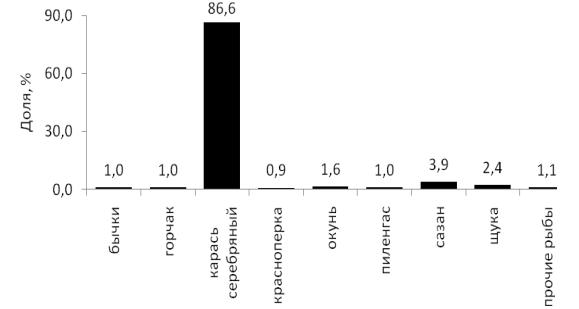


Рисунок 8 – Видовой состав и соотношение рыб в Свином гирле в осенний период по осредненным результатам 2007 - 2009 гг.

По мере остывания водных масс, в вентерных уловах, кроме мелких красноперки и серебряного карася в больших количествах облавливаются горчак и амурский чебачок.

Осенью в восточной части Таганрогского залива отмечено более 22 видов рыб. Главенствующую позицию в уловах занимает продолжающий нагул пиленгас (55,8 %), который формирует большие маневренные косяки, постоянно перемещающиеся по заливу. Доля серебряного карася в осенний период составляет около четверти выловленного за сезон совокупного улова. Осенью карась широко распределен по акватории залива. В сентябре и октябре в достаточно большом количестве встречаются лещ (6,3 %), тарань (4,0 %), сазан (3,3 %), судак (2,0 %) и другие виды. Постепенно, с наступлением осеннего выхолаживания, в уловах начинает преобладать пиленгас, который позднее всех, из вышеперечисленных рыб, уходит на зимовку и продолжает нагул вплоть до ледостава [5].

Литература

1. *Ихтиофауна Азово-Донского и Волго-Каспийского бассейнов и методы ее сохранения* / Под ред. акад. Г.Г. Матишова. – Ростов-н/Д: ЮНЦ РАН, 2009. – 272 с.
2. *Лужняк В.А., Корнеев А.А. Современная ихтиофауна бассейна Нижнего Дона в условиях антропогенного преобразования стока* // Вопр. ихтиологии. – 2006. – Т. 46, № 4. – С. 73 - 84.
3. *Пряхин Ю.В. Качественная характеристика нерестового стада пиленгаса в экологических условиях Азовского моря* // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей. – Апатиты: КНЦ РАН, 2006. – Т. VIII. – С. 192 - 200.
4. *Старцев А.В., Калинкин Б.Д. Гидрологические и ихтиологические наблюдения в Таганрогском заливе и устье Дона* / Под ред. акад. Г.Г. Матишова. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2008. – 88 с.
5. *Старцев А.В., Казарникова А.В., Савицкая С.С. и др. Результаты ихтиологических наблюдений в восточной части Таганрогского залива и дельте Дона* / Под ред. акад. Г.Г. Матишова. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2010. – 96 с.
6. *Экологический атлас Азовского моря* / Гл. ред. ак. Г.Г. Матишов. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2011. – 328 с.

УДК 597.541(262.5)

**МОРФОМЕТРИЧЕСКАЯ И БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА,
ВНУТРИВИДОВАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ И ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИЙ
ЧЕРНОМОРСКОЙ СЕЛЬДИ *ALOSA PONTICA* В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ
СЕВАСТОПОЛЬСКОГО РЕГИОНА**

В. А. Бондарев

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Ежегодно с апреля по январь в прибрежной акватории Юго-Западного Крыма от м. Лукул до м. Херсонес отмечается скопление сельди. В течение 2009 - 2011 гг. изучена размерно-весовая и возрастная структура, биология сельди в морской период жизни и некоторые систематические признаки. По совокупным морфологическим, биологическим и эколого-географическим признакам сделано предположение о ее внутривидовой дифференциации и дана краткая характеристика кормовых и нерестовых миграций.

Ключевые слова: размерная структура, возрастной состав, жаберные тычинки, упитанность, наполнение желудка, внутри- и межвидовая дифференциация

Основные исследования биологии черноморско-азовской сельди проводились в нерестовый период во время хода в нерестовые реки (Дон, Дунай, Днепр) и последующего ската отнерестившихся производителей в море. В то же время в научной литературе практически отсутствуют сведения о морском периоде жизни сельди [11]. Из работ, посвященных изучению сельди в период обитания в море, можно указать лишь труды более 50-летней давности В.Л. Исаченко [2], С.М. Малятского [3] и П.И. Павлова [7].

Целью данных исследований является изучение морфометрических и биологических характеристик сельди Севастопольского региона, что в дальнейшем, вероятно, позволит уточнить ее меж- и внутривидовую дифференциацию, определить особенности биологии и пути миграций.

Материал и методика

Пробы черноморской сельди получены из уловов жаберных сетей, ставных неводов и приудебном лове в районе м. Херсонес - Любимовка на глубинах 10 - 60 м в период с ноября 2009 до декабря 2011 гг. Биологический анализ сельди выполнен общепринятым методом [8] исключительно на свежем материале без заморозки и фиксации. Возраст определялся по чешуе с использованием бинокуляра БМС-9, согласно методики изучения возраста и роста рыб [12]. Промерено 1042 экз. (длина по Смиту) и 488 экз. подвергнуто полному биологическому анализу. Для межвидовой дифференциации у анализируемых особей определялся основной систематический признак – количество тычинок на 1-й жаберной дуге.

Размерная структура

В течение всего периода исследований отмечались особи длиной от 11,5 до 32,5 см. Преобладали особи длиной 18 - 20 см и 24 - 28 см (рис. 1). Отсутствие более мелких особей объясняется селективностью орудий лова, а наличие двухмодальности в размерном ряду связано с особенностью миграций представителей разных размерных групп.

В течение года размерный состав сельди в уловах значительно изменялся. Наблюдалось постепенное увеличение средней длины особей с мая (16 см) по декабрь (28 см), что связано с наличием в весенне - летний период только мелких неполовозрелых сельдей и пополнением стада осенью отнерестившимися крупными особями. В ноябре отмечен наиболее широкий размерный ряд особей от 13,5 до 32,6 см, что указывает на завершение миграции и готовность к предстоящей зимовке всех размерных групп сельди (рис. 2).

Средняя длина и масса неполовозрелых и отнерестившихся особей проходной сельди севастопольского стада представлены в табл. 1.

Возрастная характеристика и динамика миграций

Возрастной состав в уловах был представлен особями в возрасте от 1 до 7 лет, при этом количественно преобладали трехгодовалые рыбы, составлявшие треть всех особей. Незначительное количество годовалых и полное отсутствие в уловах сеголеток объясняется, прежде всего, отсутствием специального лова мелкочеистыми орудиями (рис. 3).

Возрастная структура сельди в течение сезона претерпевает изменения, которые характеризуют сроки и динамику нерестовых миграций. В феврале - марте половозрелые особи начинают нерестовую миграцию и постепенно покидают крымское побережье. В весенний период (апрель - май - июнь) в севастопольских водах остаются только неполовозрелые особи, имеющие возраст 1 - 3 года (отмечено 2 неполовозрелых экземпляра в возрасте 4 года) (табл. 2).

В августе в уловах начинают встречаться рыбы в возрасте 4 - 5 лет – это половозрелые особи, первыми отнерестившиеся и завершившие посленерестовую миграцию. В ноябре - декабре к юго-западным берегам Крыма подходят отнерестившаяся сельдь возрастом 6 - 7 полных лет, причем последними завершают миграцию самые крупные особи длиной 30 - 34 см. (рис. 4).

Что касается неполовозрелых особей в возрасте 1 - 3 года, то можно отметить, что годовики встречались в уловах только весной. Количество 2-годовиков, наиболее массовых в мае - июне (58 %), значительно уменьшилось летом (в сентябре вообще отсутствовали) и в начале осени – 7 - 13 % (табл. 2). 3-годовики – постоянно присутствующая в уловах возрастная группа, которая с мая по ноябрь, в среднем, составляла большинство (в июле – 75 %). Такая динамика возрастного состава неполовозрелой части севастопольского стада сельди указывает на то, что неполовозрелые особи также совершают нагульные миграции, направление которых, вероятно, совпадает с нерестовыми переходами взрослых сельдей. В июле молодые особи сельди откочевывают от берегов Крыма в Каркинитский залив или другие продуктивные северо-западные районы

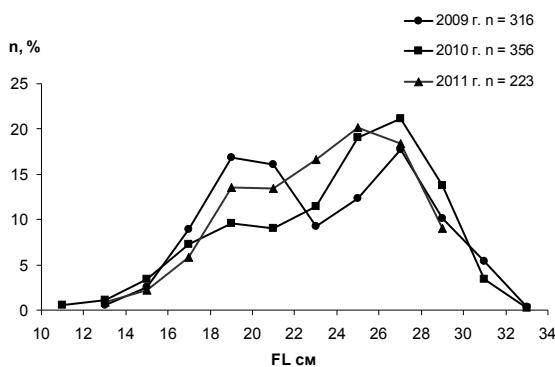


Рисунок 1 – Размерная структура сельди в районе Севастополя в 2009, 2010 и 2011 гг.

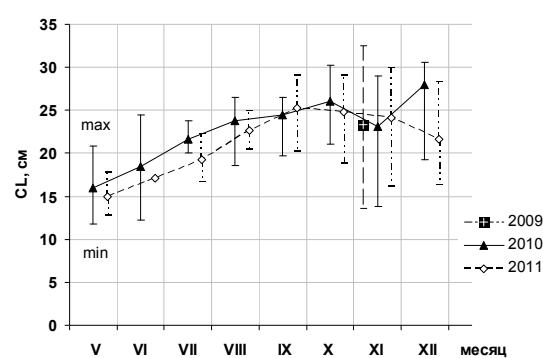


Рисунок 2 – Динамика размерной структуры сельди по месяцам в 2009, 2010, 2011 гг., min, max – минимальная и максимальная длина

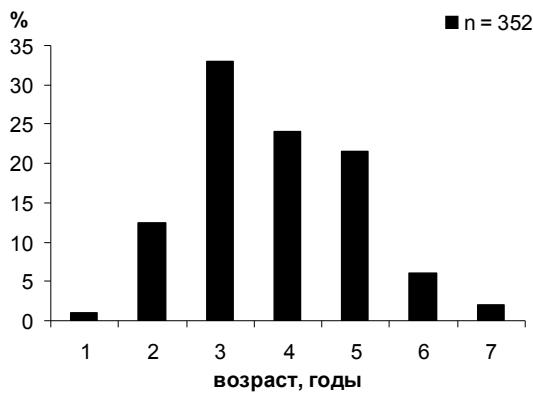


Рисунок 3 – Возрастной состав сельди в 2009 - 2011 гг.

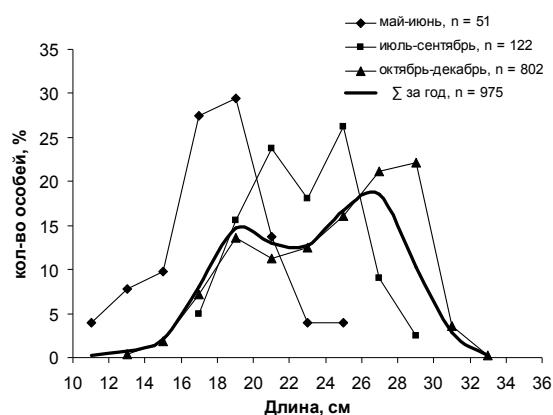


Рисунок 4 – Размерный состав сельди в районе Севастополя по гидрологическим сезонам в 2009 - 2011 гг.

Таблица 1 – Средние длина и масса сельди в районе Севастополя в 2009 - 2010 гг.

Год	Длина и масса	Возрастные группы							
		1	2	3	4	5	6	7	
2009	см г			14,4 27,3	18,9 69,6	21,6 100,2	24,6 163,6	29,7 289,7	30,9 336,6
2010	см г	13,3 25,4	17,0 52,7	19,6 79,2	23,1 124,1	27,0 210,1	29,3 276,7	30,5 321,3	

Таблица 2 – Возрастной состав сельди в районе Севастополя по месяцам (в %)

Месяц	Возраст, годы						
	1	2	3	4	5	6	7
Май	5	60	35				
Июнь	3	57	37	3			
Весна	4	58	36	2			
Июль		25	75				
Август		7	28	24	41		
Сентябрь			19	43	24	4	
Лето		13	45	19	22	1	
Октябрь		7	25	22	30	14	2
Ноябрь		15	43	16	9	8	9
Декабрь				19	52	26	3
Осень		10	29	18	24	13	6
Σ за год	1	18	34	16	20	8	3

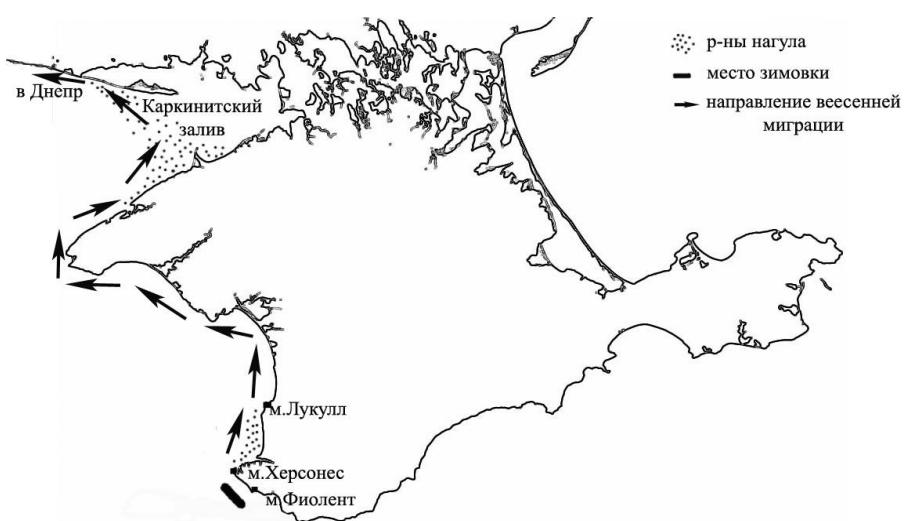


Рисунок 5 – Морской ареал, место зимовки и направление миграции севастопольского стада сельди

Черного моря. Кормовую миграцию совершают в основном рыбы в возрасте 1 и 2 года. Основное количество неполовозрелой сельди в возрасте трех лет кормовую миграцию не совершают и нагуливаются в прибрежной зоне у юго-западного побережья Крыма. Завершается миграция неполовозрелых особей у берегов Крыма в конце октября - ноября, после чего сельдь сразу откочевывает на места зимовки (в декабре в уловах двухгодовики уже отсутствуют). Трехгодовики прекращают нагул и уходят на зимовку также в ноябре.

Взрослая сельдь в декабре - начале января постепенно откочевывает на большие глубины (80 м) в район м. Херсонес - м. Фиолент, где и зимует (рис. 5).

Половая зрелость, соотношение полов

Так как в исследуемом районе вылов сельди производился с мая по декабрь, в уловах присутствовали только неполовозрелые особи весной и летом, и посленерестовые – осенью. При этом половы продукты всех исследуемых рыб находились на стадии II и II - III. Отсутствие в водах Юго-Западного Крыма в весенне - летний период особей в возрасте 4 года и старше указывает на то, что основная масса сельдей севастопольского стада созревает в возрасте 4 года.

В последние годы у проходных черноморско-азовских сельдей отмечают такую тенденцию, как сдвиг соотношения полов в сторону самок [5]. В 2010 г. во все месяцы кроме октября в уловах преобладали самки (табл. 3).

Питание

В исследуемом районе активность питания сельди в течение года невелика. Среднее наполнение желудков ни в один из месяцев, как в 2010, так и в 2011 г., не превышало 0,5 балла, в июле 2010 г. у всех исследованных особей сельди желудки были пустые (табл. 3). В весенне - летний период основным объектом питания был шпрот, осенью – хамса.

Ожирение внутренностей весной было 1 - 1,2 балла, осенью – 1,3 - 1,6 балла. Коэффициент питанности по Фультону в течение года составлял 0,95 - 1,06 (табл. 3).

Невысокая численность объектов питания сельди в водах севастопольского региона приводит к тому, что часть неполовозрелых особей в возрасте 1 - 3 года (в основном одно- и двухгодовики) уходят летом на нагул в более продуктивные районы северо-западной части Черного моря,

Таблица 3 – Биологическая характеристика сельди в 2010 г.

№ п/п	Месяц	Кол-во особей, экз.	Длина по Смиту, см	Масса тела, г	соотношение ♂/♀	Возраст, годы	Коэффициент. упитанности*	Кол-во жаберных тычинок, шт.	Наполнение желудка, балл (0 - 4)	Ожирение, внутр. балл (0 - 3)
1	V	24	<u>11,9-21,0</u> 16,7	<u>17,3-94,0</u> 52,7	0,6	1-3	1,05	<u>48-68</u> 53,6	0,5	1,0
2	VI	29	<u>15,3-25,2</u> 18,5	<u>38,5-160,0</u> 72,0	0,3	2-4	1,05	<u>48-63</u> 53,8	0,5	1,2
3	VII	6	<u>20,0-23,7</u> 21,5	<u>84,4-148,7</u> 111,8	1,0	2-3	1,11	<u>44-60</u> 52,5	0,4	1,0
4	VIII	60	<u>18,1-28,3</u> 23,8	<u>42,0-250,0</u> ~125,0	1,0	2-5	0,95	<u>45-57</u> 50,6	0	1,6
5	IX	11	<u>19,8-27,0</u> 24,5	<u>79,0-210,0</u> 147,8	0,6	3-6	0,98	<u>48-60</u> 52,7	0,5	1,3
6	X	24	<u>19,7-30,3</u> 25,9	<u>90,0-320,0</u> 189,85	0,6	3-7	1,06	<u>47-65</u> 53,0	0,5	1,6
7	XI	123	<u>14,0-29,8</u> 24,1	<u>27,0-308,0</u> ~150,0	0,6	2-7	1,02	<u>48-65</u> 55,1	0,1	1,3
8	XII	84	<u>19,5-32,2</u> 27,7	<u>107-361,0</u> 271,8	0,4	4-7	1,06	<u>46-63</u> 53,6	0,3	1,4

* по Фультону.

в основном, вероятно, в Каркинитский залив. Там же, по литературным данным [7], во время весенней миграции нагуливаются перед нерестом половозрелые особи.

В речной период жизни главной составляющей дифференциации черноморско-азовской сельди является не столько распределение по разным нерестовым бассейнам, сколько разделение в течение нерестового хода на ранне- и поздневесеннюю расы, что наблюдается на Дону, Дунае и Днепре [6]. Что же касается морского периода жизни, то здесь в основе дифференциации лежит определение нерестового водоема. Только это позволяет четко определить сроки и пути миграций, места зимовки и прочие особенности распределения и поведения проходной сельди в осенне - зимний (морской) период.

Полученные данные по размерному и возрастному составам, соотношению полов, упитанности, количеству жаберных тычинок (табл. 3) и сравнительный анализ систематических признаков в литературных источниках [7] позволяет предположить, что исследованная сельдь является малотычинковой формой днепровской популяции проходной черноморско-азовской сельди. Эта форма достаточно отделена географически, имеет характерные морфологические и биологические особенности, выделяющие ее от дунайской, днестровской и донской сельдей.

Заключение

Проходная сельдь, нагуливающаяся и зимующая в севастопольском регионе, по совокупности морфологических, биологических и эколого-географических признаков, предположительно, является малотычинковой формой днепровской популяции сельди *Alosa pontica*.

Ежегодное присутствие сельди в прибрежной акватории Юго-Западного Крыма объясняется, прежде всего, близким расположением места зимовки – глубоководного района моря - от м. Херсонес до м. Фиолент.

Из-за ограниченных кормовых возможностей вод севастопольского региона неполовозрелые особи сельди совершают кormовые миграции в Каркинитский залив, а половозрелые сельди там же нагуливаются во время нерестовой миграции.

Литература

1. Владимириов В.И. Новая приустьевая форма днепровской сельди и некоторые вопросы систематики азово-черноморских сельдей // Зоологический журнал. – 1961. – Т. 40, вып. 4. – С. 547 - 555.
2. Исаченко В.Л. К изучению сельди рода *Caspialosa* северо-западной части Черноморского бассейна / / Тр. АзЧерНИРО. – 1925. – Вып 1. – С. 101 - 118.

3. *Малютский С.М.* Миграции сельдей в северо-восточной части Черного моря. – Ростов н/Д, 1931. – 55 с.
4. *Межжерин С.В., Федоренко Л.В.* Морфологическая структура популяций сельди *Alosa pontica* s.l. (Clupeiformes, Alosinae) Дуная и ее изменения за 50-летний период // Вестник зоологии. – 2007. – Т. 41, № 2. – С. 131 - 141.
5. *Межжерин С.В., Федоренко Л.В., Верлатый Д.Б.* Деформации структуры днепровского нерестового стада сельди черноморско-азовской *Alosa immaculata* (Eichwaldt, 1838) в течение XX столетия // Природничий альманах : Сер. біол. науки. – 2009. – Вип. 11. – С. 107 - 115.
6. *Межжерин С.В., Федоренко Л.В., Верлатый Д.Б.* Дифференциация и аллозимная изменчивость пузанковых сельдей рода *Alosa* (Clupeiformes, Alosinae) Азово-Черноморского бассейна // Цитология и генетика. – 2009. – Т. 43, № 2. – С. 54 - 60.
7. *Павлов П.Й.* Осельдцюві роду *Alosa* північно-західної частини Чорного моря – К.: АН УРСР, 1959. – 252 с.
8. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб. – М., 1966. – 376 с.
9. *Светovidов А.Н.* Рыбы Черного моря. – М.: Наука, 1964. – 551 с.
10. *Федоренко Л.В.* Биологическая характеристика нерестового стада черноморско-азовской сельди *Alosa pontica* (Eichwaldt, 1838) по материалам исследований в 2003 - 2004 годах // Природничий альманах : Сер. біол. науки. – Херсон, 2005. – Т. 8. – С. 124 - 131.
11. *Федоренко Л.В.* Систематична, біологічна, морфологічна та генетична структура оселедців роду *Alosa* (Clupeiformes, Alosinae) р. Дунай : автореф. дис. канд. геол.-мин. наук : 03.00.08 / Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена АН України. – К., 2006. – 18 с.
12. *Чугунова Н.И.* Методика изучения возраста и роста рыб – М.: Советская наука, 1952. – 115 с.

О СУЩЕСТВОВАНИИ ВОЗМОЖНЫХ ЛОКАЛЬНЫХ ГРУППИРОВОК ЧЕРНОМОРСКОЙ СТАВРИДЫ В ПРИБРЕЖЬЕ СЕВАСТОПОЛЯ

В. М. Юрахно, Н. С. Кузьминова

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

*Многолетнее исследование миксоспоридии *Alataspora solomoni* в желчном пузыре черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* показало, что в последние годы в Карантинной бухте этот вид паразитов встречается крайне редко. Экстенсивность инвазии им хозяина составляла чаще всего 0, максимально – 5 %, тогда как ставрида из Балаклавы имела довольно высокие показатели доли зараженных рыб (10 - 33 %). Комплексный биологический и паразитологический анализ ставриды, выловленной в 2010 г., выявил, что экстенсивность инвазии рыб *A. solomoni* в Карантинной бухте составляла 5 % весной и 5 – летом и значительно (в 4 - 5 раз) была выше в бухте Балаклавской (20 % весной и 25 – летом). Установлено, что количество позвонков достоверно выше у рыб из б. Балаклавской (в среднем 24,3), тогда как у рыб из б. Карантинной оно составляло 23,7. Повышенные значения длины и веса ставриды в районе Балаклавы по сравнению с б. Карантинной отмечены для самок и самцов в возрасте 0+ - 3 лет. Индекс печени у особей из б. Балаклава оказался выше (9,5 против 7,5 % в б. Карантинной для рыб возрастом 1+ - 2 лет и 11 против 9 %, соответственно, для рыб возрастом 2+ - 3 лет). Это может свидетельствовать о лучших условиях наугла ставриды в районе Балаклавы. Значительные отличия зараженности ставриды в сравниваемых бухтах зависят, вероятно, от плотности ее скоплений, обусловленной размерами кормовой базы. Предполагается возможность существования у Севастополя двух разных локальных группировок *Trachurus mediterraneus ponticus*. Предлагается использование миксоспоридии *Alataspora solomoni* в качестве биоиндикатора для определения локальных группировок хозяина – черноморской ставриды.*

Ключевые слова: локальные группировки, *Trachurus mediterraneus ponticus*, *Alataspora solomoni*, Черное море

Введение

Черноморская ставрида *Trachurus mediterraneus ponticus* Aleev, 1956 (сем. Carangidae) занимает третье место среди самых добываемых в Черном море рыб, уступая по уловам только хамсе и шпроту. В целом вылов ставриды в черноморском бассейне в 90-е гг. прошлого столетия составил 12,6 тыс. т/год [2]. Однако по данным инспекции по охране и воспроизводству рыбных запасов и регулированию рыбного промысла у Севастополя с середины 1990-х до начала 2000 гг. наблюдалось резкое снижение уловов этого вида рыб. В последующие годы отмечено некоторое увеличение уловов до 318 т в 2008 г. с последующим падением до 62 т в 2011 г.

Изучение промысловых видов рыб имеет важное значение для рыболовства, позволяя определить объемы запасов, состояние популяций, выработать рекомендации по сохранению и воспроизводству биоресурсов. При этом особый интерес представляют комплексные работы с одновременным проведением ихтиологических и паразитологических исследований. Это позволяет выявлять потенциально опасные для рыб-хозяев виды паразитов, разрабатывать методы борьбы с ними, а также использовать отдельные виды паразитических организмов в качестве биометок для определения локальных группировок рыб. Последнему вопросу посвящены многочисленные исследования паразитов морских рыб в разных уголках нашей планеты [4, 13, 14 и др.]. В качестве биоиндикаторов наряду с гельминтами и паразитическими ракообразными использованы и миксоспоридии [12, 15 - 17 и др.].

Настоящая работа базируется на одновременном паразитологическом и ихтиологическом исследованиях черноморской ставриды, выловленной в двух севастопольских бухтах (Карантинной и Балаклавской) в 2010 г., с привлечением предыдущих паразитологических исследований 1987 - 2009 гг. На основе анализа фактического материала рассматривается вероятное существование в этом регионе двух разных локальных группировок хозяина.

Исследованный нами представитель микропаразитических животных – *Alataspora solomoni* Yurachno, 1988 – принадлежит к классу Myxosporida и является паразитом желчного пузыря черноморской ставриды. Этот вид найден нами у берегов Крыма близ Севастополя и Карадага. Ранее нами было установлено, что при массовом развитии *A. solomoni* в отдельных случаях наблюдается негативное воздействие этой миксоспоридии на ткани зараженного желчного пузыря рыб [9]. Также выявлен интересный факт возможности использования этого вида миксоспоридий в качестве биоиндикатора при оценке состояния популяции хозяина [10].

Материалы и методы

Весной и летом 2010 г. сделан биологический анализ 239 экз. черноморской ставриды (158 самок и 81 самец), выловленной в Балаклавской и Карантинной бухтах Севастополя. Измеряли размеры рыб (TL, FL, SL), массу рыбы и массу тушки, определяли пол, стадию зрелости, массу половых желез и печени. Гонадосоматический индекс (ГСИ), индекс печени (ИП) и упитанность рассчитывали, используя массу сомы (масса тела без внутренностей). Возраст определяли по отолитам. Количество позвонков определяли после отваривания рыб и очищения скелета от тканей. Результаты исследований обработаны статистически и выражены в форме $M \pm m$. После проведения биологического анализа данная рыба исследована методом неполного паразитологического вскрытия на предмет обнаружения миксоспоридий. Весной 2010 г. вскрыто 157 экз. ставриды (50 экз. из б. Карантинной и 97 экз. из б. Балаклавской), а летом – 82 экз. (21 – из Карантинной и 61 – из Балаклавской бухт). В предыдущие годы исследований в севастопольских и Балаклавской бухтах на протяжении года вскрыто 64 экз. рыб в 1987 г., 189 – 1988 г., 259 – 1989, 63 – 1991, 104 – 2003, 230 – 2004, 307 – 2005, 12 – 2006 г., 64 – в 2008, 400 – в 2009 г. Мазки из желчных пузырей исследовали на микроскопе МБИ-3.

Результаты и обсуждение

На существование возможных локальных группировок ставриды у Севастополя указывают результаты исследований последних лет, показавших, что в Карантинной бухте Севастополя миксоспоридия *A. solomoni* практически не встречалась (экстенсивность инвазии (ЭИ) составляла чаще всего 0, иногда – 3 - 5 %), тогда как ставрида из Балаклавы имела довольно высокие показатели доли зараженных рыб (10 - 33 %) (таблица). Экстенсивность инвазии рыб *A. solomoni* в 2010 г. в Карантинной бухте составляла 5 % весной и 5 – летом и значительно (в 4 - 5 раз) была выше в бухте Балаклавской (20 % весной и 25 – летом). Подобная разница в степени зараженности ставриды из этих районов установлена нами и в 2009 г., когда рыба из Карантинной бухты была абсолютно свободной от данного паразита, а доля зараженной ставриды у Балаклавы колебалась от 13 до 33 %.

Встречаемость (количество зараженных рыб/количество исследованных рыб при малом числе вскрытий или %) миксоспоридии *Alataspora solomoni* в черноморской ставриде из двух районов

Годы	Месяцы года											
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
1987						0/3	62	35	17	0	22	
1988	2/4			1/4 0/6	2/8 1/6	1/3	0	0		0	1/2	
1989						40		43	28	17	15	0 21
1991									22	13	3	1/1
2003					4	33	0			0		
2004						7	0	0	0	0	3	2
2005	27	0		6	0	0	0	0	0	3	3	
2006		8										
2008						0	3	0	0			
2009	20	25	13	28	33		0	0	0	0	0	
2010	10			5 20		5 25						

Примечание: курсивом выделено количество зараженных рыб из бухт Карантинной, Севастопольской и Стрелецкой (зараженность рыб в этих бухтах между собой не отличается), жирным шрифтом обозначена зараженность рыб из Балаклавской бухты.

подверженных загрязнению, наблюдалось снижение показателей зараженности оседлых видов рыб миксоспоридиями [11], мы сравнили степень загрязненности грунтов в устьевых зонах Карантинной и Балаклавской бухт, откуда был взят материал. Оказалось, что сравниваемые аквато-рии практически сходны по степени загрязненности песчаных грунтов нефтепродуктами и другими химическими соединениями и являются благополучными, относясь к I уровню нефтяного загрязнения [8].

Интересно, что ранее, в конце 1980 - начале 1990-х гг., в Карантинной, Севастопольской и Стрелецкой бухтах Севастополя *A. solomoni* встречалась довольно массово и показатели экстенсивности инвазии у ставриды достигали 43 и даже 62 %. С 2003 г. в этих бухтах стало наблюдаться падение доли ставрид, зараженных данным видом миксоспоридий, до уровня, наблюдавшегося в последние годы.

Поскольку ранее нами было установлено, что в районах,

Скорее всего, для пелагических и склонных к миграциям рыб показатели их зараженности миксоспоридиями зависят не от степени загрязнения окружающей среды, а от плотности скоплений хозяев в том или ином районе, зачастую обусловленной размерами кормовой базы.

С целью подтверждения существований возможных локальных группировок ставриды в сравниваемых бухтах было решено провести комплексное исследование рыбы с применением ихтиологические данных.

Было показано, что количество позвонков достоверно выше у рыб из б. Балаклава (рис. 1). Такая же закономерность отмечена и для размерно-массовых показателей самок и самцов ставриды в возрасте 0+ - 3 лет (рис. 2, 3). У рыб старшего возраста эти различия выражены неоднозначно, что может быть связано с малым количеством старых особей в выборке.

В связи с тем, что морфофизиологические показатели рыб, в частности ставриды, зависят от сезона, пола и возраста рыб [5], мы рассчитали ИП, ГСИ и Упит. для наиболее массовых групп рыб – 1+ - 2-, 2+ - 3-годовалых самок, находящихся на второй стадии зрелости (период покоя) (рис.4).

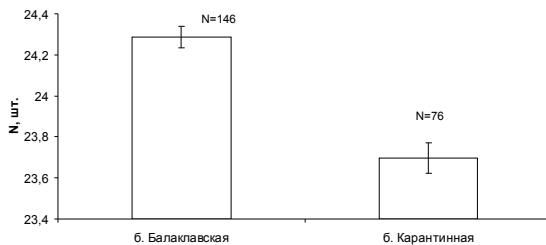


Рисунок 1 – Количество позвонков черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* из бухт г. Севастополя

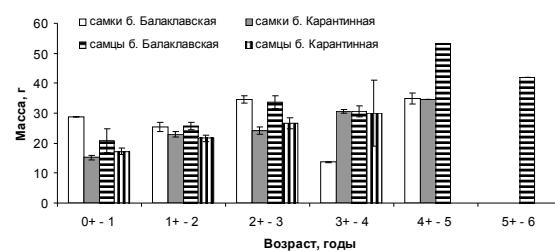


Рисунок 3 – Масса черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* из бухт г. Севастополя

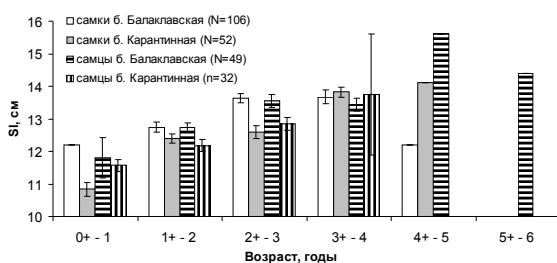


Рисунок 2 – Размер черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* из бухт г. Севастополя

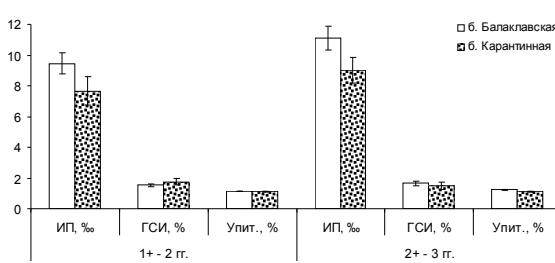


Рисунок 4 – Морфофизиологические показатели самок черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* из бухт г. Севастополя в 2010 г. в период покоя

Таким образом, биологический анализ всех исследованных рыб показал, что количество позвонков достоверно выше у рыб из б. Балаклавская (в среднем 24,3 против 23,7 в б. Каратинной). Повышенные значения длины и веса ставриды в районе Балаклавы по сравнению с б. Каратинной отмечены для самок и самцов в возрасте 0+ - 3 лет. Индекс печени у особей из б. Балаклавская оказался выше (9,5 % против 7,5 в б. Каратинной для рыб возрастом 1+ - 2 лет и 11 против 9 %, соответственно, для рыб возрастом 2+ - 3 лет). Это, наряду с повышенными размерно-массовыми характеристиками, может свидетельствовать как о существовании в б. Балаклавская собственной популяции или группировки ставриды, так и о лучших условиях нагула ставриды в районе Балаклавы.

Следует отметить, что достоверных отличий величин гонадосоматического индекса и упитанности ставриды из сравниваемых бухт не установлено.

Различия в показателях экстенсивности инвазии *A. solomoni* ставриды, а также отличия в количестве позвонков, индексе печени, длине и весе рыб из бухт Балаклавская и Каратинная, по-видимому, свидетельствуют о том, что в этих районах обитают разные локальные группировки *Trachurus mediterraneus ponticus*.

Несмотря на то, что использование числа позвонков как показателя принадлежности рыб к одной популяции или приуроченности их к определенным условиям обитания не всегда дают однозначный ответ [1, 6], зависимость этого параметра от генетической и/или средовой составляющих несомненна.

Известно, что после долгого отсутствия ставриды в уловах, в начале XXI века в районе Балаклава – Фиолент были обнаружены значительные скопления ставриды, предположительно новой популяции, в стаде которой значительно преобладали (как и в нашем случае) самки [7]. Факт доминирования самок в уловах также косвенно доказывает наше предположение, так как на примере карповых (в частности, плотвы) было установлено, что общее число позвонков, число позвонков в туловищном отделе, а также сумма числа позвонков в туловищном и переходном отделах у потомков связаны только с таковыми у самок [3].

Заключение

Таким образом, исходя из вышесказанного, можно сделать следующие выводы:

1. Различия в показателях встречаемости *A. solomoni* в ставриде, а также отличия в ее морфофизиологических показателях в бухтах Балаклавская и Карантина, по-видимому, свидетельствуют о том, что в этих районах обитают разные локальные группировки этого вида рыб.
2. Миксоспоридия *Alataspora solomoni* может использоваться в качестве биометки для определения локальных группировок хозяина – черноморской ставриды.
3. Выявленные отличия в зараженности ставриды *A. solomoni* показывают, что тенденция снижения показателей экстенсивности инвазии рыб миксоспоридиями, наблюдаемая нами ранее у оседлых донных и придонных видов рыб в районах с большей загрязненностью грунтов, для пелагических и склонных к миграциям хозяев зависит не от степени загрязнения окружающей среды, а от плотности их скоплений в том или ином районе, зачастую обусловленной размерами кормовой базы.

Литература

1. Володин С.В. Популяционная структура и некоторые особенности биологии черноморского мерланга *Merlangius merlangus euxinus* Nordmann (Teleostei: Gadiidae) : Автореф. ... канд. бiol. наук: 03.00.18. – Севастополь, 1995. – 24 с.
2. Еремеев В.Н., Зуев Г.В. Рыбные ресурсы Черного моря: многолетняя динамика, режим эксплуатации и перспективы управления // МЭЖ. – 2005. – № 2, Т. IV. – С. 5 - 21.
3. Изюмов Ю.Г., Касьянов А.Н. О наследственной обусловленности числа позвонков у плотвы // Вопр. ихтиол. – 1995. – Т. 35, № 5. – С. 594 - 597.
4. Коновалов С.М. Дифференциация локальных стад нерки *Oncorhynchus nerka* (Walbaum). – Л.: Наука, 1971. – 229 с.
5. Кузьминова Н.С. Индекс печени черноморской ставриды как индикатор ее физиологического состояния // Рибне господарство України. – 2006. – № 2 (43). – С. 36 - 38.
6. Майорова А.А. Систематика азово-черноморских сельдей рода *Caspialosa* // Тр. науч. рыбохоз. и биол. ст. Грузии. – 1939. – Т. II. – С. 1 - 49.
7. Салехова Л.П. Морфологическая характеристика ставриды *Trachurus mediterraneus* Staindachner, обитающей в прибрежной зоне Крыма // Рибне господарство України. – 2007. – № 3 - 4. – С. 38 - 43.
8. Санитарно-биологические аспекты экологии севастопольских бухт в ХХ веке / О.Г. Миронов, Л.Н. Кирюхина, С.В. Алемов; НАН Украины, Институт биологии южных морей. – Севастополь: ЭКО-СИ-Гидрофизика, 2003. – 185 с.
9. Юрахно В.М. Миксоспоридии рыб Черного моря: систематика, фауна, экология, зоогеография : дисс. ...канд. бiol. наук : 03.00.184; 03.00.19. – Севастополь, 1994. – 297 с.
10. Юрахно В.М. О влиянии антропогенных факторов на численность *Alataspora solomoni* (Myxozoa: Myxosporea) – паразита черноморской ставриды *Trachurus mediterraneus ponticus* // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун. ім. В. Гнатюка : серія Біологія. – Гідроекологія. – 2005. – № 4 (27). – Спецвипуск. – С. 282 - 285.
11. Юрахно В.М. Зараженность миксоспоридиями рыб в Севастопольских и Карадагских бухтах с различной степенью загрязнения // Экология моря. – 2009. – Вып. 79. – С. 25 - 30.
12. Kabata Z. Parasites as biological tags // Spec. Publ. Int. Comm. North Atlantic Fish. – 1963. – 4. – Pp. 31 - 37.
13. MacKenzie K. Parasites as indicators of host populations // Int. J. Parasitol. – 1987. – 17. – Pp. 345 - 352.
14. Mosquere J., Castro M., Gomez-Gesteira M. Parasites as biological tags of fish populations: advantages and limitations // Comments on Theoretical Biology. – 2003. – 8. – Pp. 69 - 91.
15. Sinderman C. J. Diseases of fishes of the western north Atlantic. V. Parasites as indicators of herring movements // Maine Dept. Sea and Shore Fish. Res. Bull. – 1957. – 27. – Pp. 1 - 30.
16. Sinderman C.J. Parasites tags for marine fish // J. Wildl. Manage. – 1961. – 25. – Pp. 41 - 47.
17. Sinderman C.J. Parasites as natural tags for marine fish: A review // NAFO Sci. Council Stud. – 1983. – 6. – Pp. 63 - 71.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СТАЙ ЧЕРНОМОРСКОГО ШПРОТА И ЕГО БИОМЕТРИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК

Г. М. Долин¹, А. Е. Толкунов²

¹Калининградский государственный технический университет

²Керченский государственный морской технологический университет (КГМТУ)

Для успешного промысла объекта лова необходимо знание его биометрических характеристик и параметров распределения в пространстве. В данной работе предлагается определение приближенных значений характеристик распределения черноморского шпрота полученных на основе эхограмм его скоплений.

Ключевые слова: биометрические характеристики шпрота, характеристики распределения шпрота, распределение в двухмерном пространстве, распределение в трехмерном пространстве

Для успешного промысла любого объекта лова необходимо, прежде всего, знать особенности его поведения и распределения в районе лова. Черноморский шпрот относится к таким объектам лова, данных по которому недостаточно.

Используя, эхограммы с гидроакустическим сечением стай черноморского шпрота и случайную выборку шпрота из уловов, мы попытались определить биометрические характеристики черноморского шпрота и параметры его распределения в пространстве. Предварительно необходимо доказать, что распределение его характеристик соответствует нормальному закону распределения. Проверку осуществим по критерию Пирсона-Романовского [1 - 3]. Закон распределения будем определять для следующих характеристик распределения (высота стай; горизонтальная протяженность стай) и биометрических характеристик (длина тела шпрота; высота тела шпрота; ширина тела шпрота; обхват тела шпрота; абсцисса центра тяжести тела шпрота).

При расчетах для определения критических точек распределения χ^2 нами был принят уровень значимости $\alpha = 0,05$. Расчет производился в среде «Mathcad». Из результатов расчета (табл. 1)

следует, что для всех величин $\chi_{\text{набл}}^2 < \chi_{\text{кр}}^2$. То есть закон распределения всех характеристик можно считать нормальным.

После этого мы можем приступить к определению математического ожидания искомых величин и его отклонения.

Таблица 1 – Значение χ^2 критерия для характеристик распределения стай черноморского шпрота

Наименование параметра	$\chi_{\text{набл}}^2$	$\chi_{\text{кр}}^2$
Длина тела шпрота	10,77	15,5
Высота тела шпрота	19,99	21
Ширина тела шпрота	4,4	15,5
Обхват тела шпрота	14,6	38,9
Абсцисса центра тяжести тела шпрота	31,4	32,7
Горизонтальная протяженность стай	32,7	33,9

где: $\chi_{\text{набл}}^2$ – эмпирическое значение частоты;
 $\chi_{\text{кр}}^2$ – теоретическое значение частоты.

Так как данные значения являются случайной величиной, то определение их числовых характеристик является чисто статистической задачей. Математическое ожидание случайной величины будет равно:

$$m(x) = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}, \quad (1)$$

где $m(x)$ – математическое ожидание случайной величины;

x_i – реализация случайной величины;

n – количество замеров (реализаций).

Несмещенную оценку дисперсии и среднее квадратическое отклонение определяем по следующим формулам:

$$D(x) = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - m(x))^2}{n-1} \quad (2)$$

$$\sigma(x) = \sqrt{D(x)} . \quad (3)$$

В результате расчетов были получены следующие характеристики стай черноморского шпрота, которые приведены в табл. 2.

Таблица 2 – **Биометрические характеристики черноморского шпрота**

Наименование параметра	Ед. изм.	Значение величины	
		математическое ожидание	среднеквадратическое отклонение
Длина тела шпрота	см	9,905	1,767
Высота тела шпрота	см	1,702	0,414
Ширина тела шпрота	см	0,707	0,174
Обхват тела шпрота	см	4,059	0,812
Абсцисса центра тяжести тела шпрота	см	3,944	0,754

Из таблицы видно, что все характеристики стай черноморского шпрота известны, и легко могут быть сняты непосредственно с эхограмм или они являются техническими характеристиками прибора.

Из трудов Ю.В. Кадильникова [4], М. Кендала и П. Морана [5] следует, что если предположить поверхность моря, на которую проектируются стаи, настолько большой, что граничными эффектами можно пренебречь, а сами проекции представляются фигурами, не имеющими углов, то относительная плотность заселения в двухмерном пространстве может быть найдена по формуле:

$$\beta_s = \frac{\sum_{i=1}^n l_i}{L_0}, \quad (4)$$

где: l_i – горизонтальная протяженность « i -той» стаи;

n – количество стаи;

L_0 – пройденное расстояние с эхозаписями.

Относительная плотность заселения стаями трехмерного пространства:

$$\beta = \frac{\beta_s M(2c)}{H_p}, \quad (5)$$

где: $M(2c)$ – математическое ожидание высоты стаи;

H_p – слой обитания « p » стаи.

Плотность поля стаи в двухмерном пространстве:

$$\lambda_s = \frac{2 \sum_{i=1}^n l_i^{-1}}{\pi L_0}, \quad (6)$$

где: $\zeta(\lambda)$ – обратная величина горизонтальной протяженности « i -той» стаи.

Плотность поля стаи в трехмерном пространстве:

$$\lambda = \frac{\lambda_s}{H_p}. \quad (7)$$

Оценка математического ожидания радиуса проекции стаи на поверхность моря может быть рассчитано тремя разными способами. По первому способу:

$$m(R_1) = \sqrt{\frac{\beta_s}{\pi \lambda_s}}. \quad (8)$$

Одна из первых задач, которая возникает при обработке эхограмм, это перевод снятых с них отметок в реальное метрическое пространство – определение горизонтального и вертикального масштаба записи. Перевод был осуществлен с помощью

Однако если исходить из расчета, что горизонтальные проекции стай на поверхность моря – круги, то средний радиус может быть вычислен по формулам:

$$m(R_2) = \frac{2m(l)}{\pi}, \quad (9)$$

$$m(R_3) = \frac{\pi}{4m(l^{-1})}, \quad (10)$$

где: $m(l)$ – оценка математического ожидания горизонтальной протяженности стаи;
 $m(l^{-1})$ – оценка математического ожидания величины обратной горизонтальной протяженности стаи.

Определим математическое ожидание объема стаи. При этом представляем форму стаи как цилиндрическую поверхность. Тогда объем стаи равен:

$$m_b = \pi \left[\frac{m(R_1) + m(R_2) + m(R_3)}{3} \right]^2 M(2c). \quad (11)$$

Полученные данные приведены в табл. 3.

Чтобы оценить правильность нахождения данных произведем оценку случайных погрешностей характеристик распределения стаи. Оценку будем производить для трех различных значений доверительной вероятности «Р» равной 0,75; 0,85; 0,95. Относительная погрешность оценки будет равна:

$$\zeta(x) = \frac{t_p \sigma(x)}{\sqrt{nm(x)}}, \quad (12)$$

где: $\zeta(x)$ – относительная погрешность оценки случайной величины;

t_p – квантиль нормальной функции распределения;

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-x}^x e^{-\frac{t^2}{2}} dt \quad (13)$$

$$\Phi(t_p) = P$$

$\sigma(x)$ – среднее квадратическое отклонение оценки математического ожидания величины;

$m(x)$ – оценка математического ожидания величины;

n – количество пересеченных стаи.

Таблица 3 – Характеристики распределения стай черноморского шпрота

	Величина	Ед. изм.	Значение
Математическое ожидание	горизонтальной протяженности стаи	м	24,0 ÷ 25,0
	высоты стаи	м	1,6 ÷ 1,8
	слоя обитания стаи	м	2,8 ÷ 3,6
	радиусов проекций стаи, определенная:		
	по первому способу	м	13,0 ÷ 14,5
	по второму способу	м	15,0 ÷ 16,0
	по третьему способу	м	11,0 ÷ 14,0
	объема стаи	м ³	900,0 ÷ 1200,0
	Относительная плотность заселения двухмерного пространства		0,1800 ÷ 0,3000
	Относительная плотность заселения трехмерного пространства, определенная:		
Плотность поля стай:	по первому способу		0,1113 ÷ 0,1623
	по второму способу		0,1130 ÷ 0,1630
	в двухмерном пространстве	1/м ²	0,0003409 ÷ 0,0004762
	в трехмерном пространстве	1/м ³	0,0001198 ÷ 0,0001336

При нахождении относительной погрешности оценки математического ожидания высоты стаи $\zeta(M(2c))$ подставляем в $\sigma(x)$ и $m(x)$ оценку математического ожидания высоты стаи.

Относительную погрешность оценки математического ожидания глубины траления находим по формуле (12), подставив в $\sigma(x)$ и $m(x)$ оценку математического ожидания глубины траления.

При расчете относительной погрешнос-

ти относительной плотности заселения в двухмерном пространстве $\zeta(\beta_s)$ подставляем в $\sigma(x)$ и $m(x)$ оценку математического ожидания горизонтальной протяженности стаи.

Относительные погрешности оценок плотности поля стай в двухмерном и трехмерном пространствах $\zeta(\lambda_s)$ и $\zeta(\lambda)$ одинаковы и определяются по формуле (12) с подстановкой в $\sigma(x)$ и $m(x)$ обратной величины горизонтальной протяженности стаи.

Для нахождения относительной погрешности оценки математического ожидания объема стаи сначала определим относительные погрешности оценки математического ожидания радиуса стаи. Относительную погрешность оценки математического ожидания радиуса стаи, вычисленного по первому способу определим как:

$$\zeta(m(R_1)) = \pm \frac{1}{2} [\zeta(\beta_s) + \zeta(\lambda_s)]. \quad (14)$$

Относительную погрешность оценки математического ожидания радиуса стаи, вычисленного по второму способу определяем по формуле (14) с подстановлением в $\sigma(x)$ и $m(x)$ оценку математического ожидания горизонтальной протяженности стаи. Для нахождения относительной погрешности оценки математического ожидания радиуса стаи, вычисленного по третьему способу в формуле (14) подставляем в $\sigma(x)$ и $m(x)$ величину обратной горизонтальной протяженности стаи.

Тогда оценка относительной погрешности оценки математического ожидания объема стаи будет равна:

$$\zeta(m_b) = \pm \left\{ \frac{2[\zeta(m(R_1)) + \zeta(m(R_2)) + \zeta(m(R_3))]}{3} \right\} + \zeta(M(2c)). \quad (15)$$

Относительная погрешность оценки относительной плотности заселения в трехмерном пространстве может быть рассчитана двумя разными способами. Согласно первому способу она равна:

$$\zeta(\beta_1) = \pm [\zeta(\beta_s) + \zeta(M(2c))]. \quad (16)$$

По второму способу она будет равна:

$$\zeta(\beta_2) = \pm [\zeta(\lambda) + \zeta(m_b)]. \quad (17)$$

Значения относительных погрешностей характеристик распределения черноморского шпрота приведем в табл. 4.

Таким образом, в результате обработки статистического материала нами было установлено, что закон распределения биометрических параметров черноморского шпрота соответствует нормальному закону распределения. Это позволило определить следующие характеристики:

– математическое ожидание длины тела шпрота равное 99,1 мм и ее среднее квадратическое отклонение, равное 17,7 мм;

Таблица 4 – Относительные погрешности характеристик распределения стай черноморского шпрота

Наименование параметра		Вероятность		
		0,75	0,85	0,95
Математическое ожидание	горизонтальной протяженности стаи	0,01496	0,01874	0,02551
	высоты стаи	0,09860	0,12346	0,16805
	слоя обитания стай	0,30903	0,38695	0,52669
	радиусов	0,01794	0,02246	0,03058
	проекций	0,01496	0,01874	0,02551
	стай	0,02092	0,02619	0,03565
объема стаи		0,13448	0,16840	0,22921
Относительная плотность заселения:		двухмерного пространства	0,01496	0,01874
		трехмерного пространства, определенная:		0,02551
		– по первому способу	0,11357	0,14220
		– по второму способу	0,15540	0,19459
Плотности поля стай:				0,19355
в двухмерном пространстве			0,02619	0,03565
в трехмерном пространстве			0,02619	0,03565

- математическое ожидание высоты тела шпрота равное 17,0 мм и ее среднее квадратическое отклонение, равное 4,1 мм;
- математическое ожидание ширины тела шпрота равное 7,1 мм и ее среднее квадратическое отклонение, равное 1,7 мм;
- математическое ожидание обхвата тела шпрота равное 40,6 мм и ее среднее квадратическое отклонение, равное 8,1 мм;
- математическое ожидание абсциссы центра тяжести тела шпрота равное 39,4 мм и ее среднее квадратическое отклонение, равное 7,5 мм;

Определены характеристики распределения стай черноморского шпрота:

- для математического ожидания горизонтальной протяженности стаи от 24 до 25 м;
- для математического ожидания высоты стаи от 1,6 до 1,8 м;
- для математического ожидания слоя обитания стаи от 2,8 до 3,6 м;
- для математического ожидания радиусов проекций стай на горизонтальную плоскость. Данная величина была определена тремя различными способами. Однако для простоты использования указываем средний диапазон от 13 до 15 м;
- для математического ожидания объема стаи были получены значения от 900 до 1200 м;
- для математического ожидания относительной плотности заселения двухмерного пространства получена величина от 0,18 до 0,30;
- математическое ожидание относительной плотности заселения трехмерного пространства было найдено двумя разными способами. При определении по первому способу была получена величина от 0,111 до 0,162. При определении математического ожидания относительной плотности заселения трехмерного пространства по второму способу была получена величина от 0,113 до 0,163. Так как разница между этими значениями не превышает 1,5 %, то для дальнейших расчетов можно рекомендовать диапазон значений от 0,111 до 0,163;
- для математического ожидания плотности поля стай в двухмерном пространстве получены значения в диапазоне от $34,1 \cdot 10^{-5}$ до $47,6 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-2}$;
- для математического ожидания плотности поля стай в трехмерном пространстве получен диапазон значений от $11,9 \cdot 10^{-5}$ до $13,4 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-3}$.

Таким образом, в результате обработки статистического материала впервые были получены данные, в которых отражены как биометрические характеристики черноморского шпрота, так и параметры его распределения в пространстве, а также их среднее квадратическое отклонение и относительные погрешности.

Литература

1. Вентцель Е.С. Теория вероятностей. – М.: Высшая школа, 1999. – 575 с.
2. Гмурман В.С. Теория вероятностей и математическая статистика : Учебное пособие для ВУЗов. – М.: Высшая школа, 1998. – 477 с.
3. Гмурман В.С. Руководство к решению задач по теории вероятности и математической статистики : Учебное пособие для ВУЗов. – М.: Высшая школа, 1998. – 400 с.
4. Кадильников Ю.В. Вероятностно-статистическая теория рыболовных систем и технической доступности для них водных биологических ресурсов. – Калининград: АтлантНИРО, 2001. – 277 с.
5. Кендал М., Моран П. Геометрические вероятности. – М.: Наука, 1972. – 192 с.

УДК 597.2/5:591.134(262.5)

РОСТОВЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ МАССОВЫХ ВИДОВ ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ

А. М. Чернявская, Н. С. Кузьминова

Малая Академия Наук, биологическая секция (г. Севастополь)

*В связи с отсутствием данных о современном темпе роста черноморских рыб в работе проанализирован этот показатель: у рыб, относящихся к разным экологическим группам; у рыб в разные периоды годового цикла (нерест и покой); у рыб разного возраста и пола. Объектами исследований явились четыре вида черноморских рыб: ставрида *Trachurus mediterraneus*, спикара *Spicara flexuosa*, султанка *Mullus barbatus*, морской ерш *Scorpaena porcus*. Установлено, что темп роста ставриды, султанки и скорпены был выше в холодный период года, в то время как у спикары - наоборот. Не установлено отличий в темпе роста скорпены в районах, отличающихся уровнем загрязнения.*

Ключевые слова: черноморские рыбы, темп роста, периоды года, пол, возраст

Рыбы имеют большое значение для всех водных экосистем как составляющая пищевых цепей и большое экономическое значение для человека из-за употребления их в пищу.

Одними из основных характеристик состояния популяции являются ростовые характеристики – длина и масса. Рыба растет в течение всей жизни и после наступления половой зрелости. Различают весовой рост (наращивание массы тела) и линейный (увеличение длины тела). Рыба растет неравномерно как в течение жизни, так и в течение всего года, причем в разные периоды рост ее характеризуется определенными особенностями [10].

Для определения годовых приростов рыбы вычитают длину тела рыбы за предшествующий год из длины тела за последующий. Помимо чешуи и отолитов для обратного расчисления берут и кости рыб (шлифы костей): плечевого пояса, жаберной крышки и лучей.

При изучении роста рыб по непосредственно определяемым данным большое значение имеет время сбора материала. Известно, что рыба растет в основном летом, а поздней осенью, зимой и весной рост у большинства рыб так же, как и частей их тела, по которым определяется возраст, приостанавливается. Материалы для определения роста рыб выгоднее всего собирать в такой сезон, когда для характеристики линейного и весового роста по отдельным возрастным группам достаточно определяемых данных. В этом случае собранные материалы возможно достовернее отражают возрастную структуру промысловой части популяции изучаемого вида. Большинство исследователей лучшим временем для сбора возрастных материалов считают период преднерестовых скоплений (для весенненерестущих рыб – весна и раннее лето, для осенненерестущих – осень и ранняя зима) [10].

При изучении роста рыб важно знать, помимо линейных, весовые размеры рыб. Интересно, что вес рыбы находится в прямой зависимости от длины тела.

Есть различные способы вычисления годовых приростов, но чаще прирост по длине тела определяется путем вычитания длины тела, свойственной предыдущему году, из длины тела, свойственной следующему году [10]. В период старения организма линейный рост сильно замедляется.

В прибрежной зоне Черного моря доминируют черноморская ставрида, спикара, султанка, а также морской ерш [8]. Ставрида и султанка имеют высокое промысловое значение, спикара и морской ерш – вторично-промышленное.

В связи с отсутствием данных о современном темпе роста черноморских рыб, мы задались целью оценить этот параметр:

- у рыб, относящихся к разным экологическим группам;
- у рыб в разные периоды годового цикла (нерест и покой);
- у рыб разного возраста и пола.

Для решения этой цели были поставлены следующие задачи:

- оценить темп роста ставриды, султанки, спикары и скорпены в теплый и холодный периоды года;
- определить темп роста у ерша, обитающего в районах с различным уровнем загрязнения.

Материалы и методы

Объектами исследований явились 4 вида черноморских рыб: ставрида (*Trachurus mediterraneus* Staindachner, 1868), спикара (*Spicara flexuosa* Rafinesque, 1810), султанка (*Mullus*

barbatus Linnaeus, 1758), морской ерш (*Scorpaena porcus* Linneaus, 1758). Ставрида обитает в пелагическом слое, совершая длительные миграции, всегда держится стаями, которые находятся в постоянном движении. Молодь летом держится как у берегов, так и в открытом море, в основном, в поверхностных слоях на глубине от 4 до 8 м. Спикара – морская, стайная, придонно-pelagicкая рыба. Спектр питания широкий; питается, в основном, мелкими прибрежными донными и планктонными беспозвоночными – ракообразными. Султанка распространена, преимущественно, в прибрежной зоне Черного моря, в придонном слое. Питается, главным образом, рыбой, моллюсками, червями, ракообразными. Морской ерш – донный вид, обитающий преимущественно на камнях, ведет малоподвижный образ жизни. Скорпена – прибрежная рыба, населяющая Черное море и прилежащие части Азовского моря. Хищник, основной пищей являются рыба и беспозвоночные, преимущественно, ракообразные. Имеет вторично-промышленное значение [11].

Рыбы были отловлены с помощью донных ловушек с апреля по ноябрь 2010 года. В ходе работы были определены размеры (TL, FL, SL), масса, пол, стадии зрелости, а также возраст (ставриды, ерша – по отолитам, спикары и султанки – по чешуе). Ростовые характеристики рыб определяли для теплого (май - сентябрь) и холодного (апрель, сентябрь - ноябрь) периодов года, учитывая стадии зрелости гонад. В первом случае учитывали рыб, находящихся в нерестовом состоянии, а для холодного периода года анализировали особей, находящихся в стадии покоя. Количество проанализированных экземпляров составляло в теплый период года для ставриды – 23 экз., спикары – 37, султанки – 183, ерша – 53 экз.; в холодный период для ставриды – 99, спикары – 168, султанки – 174, ерша – 120 особей. Коэффициент роста определяли у каждого вида по длине и по массе согласно уравнению:

$$K = (A_1 - A_0)/A_0$$

где A_1 и A_0 – последующая и предыдущая величины показателя соответственно.

Данные обработаны статистически и выражены в форме $M \pm m$.

Результаты и обсуждение

Было установлено, что в теплый период года длина 1- и 2-годовалых самок и самцов ставриды была больше, чем в холодный. Аналогичные данные получены по показателю массы ставриды (табл. 1). Литературных сведений о разных скоростях роста рыб в разные периоды года достаточно мало. Тем не менее, известно, что даже в один период (лето) при разных температурах темп роста морского карася *Dicentrarchus labrax* был тем выше, чем выше температура воды [11].

Несмотря на это, величина коэффициента роста ставриды была выше как у самок, так и у самцов по длине и по массе в холодный период, причем в раннем возрасте (1 - 2 года) эти различия менее выражены, чем в возрасте 2 - 3 года (рис. 1).

Только для 3-годовалых самок спикары отмечено, что длина и масса особей в теплый период года выше, нежели в холодный. Такие же неоднозначные отличия у особей разного возраста были и у самцов. В большинстве случаев, в теплый период года и коэффициент роста был выше (рис. 2).

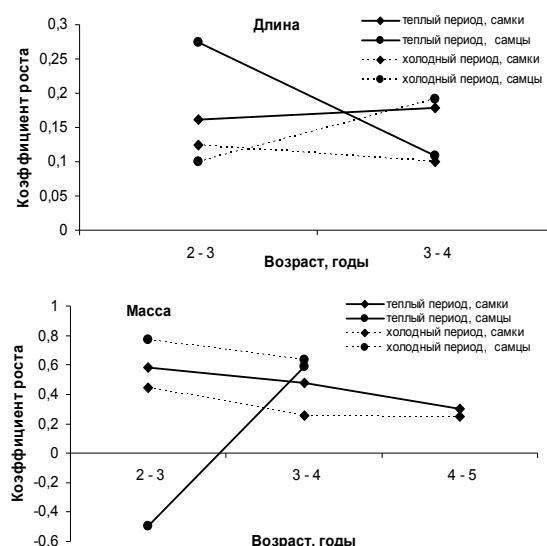
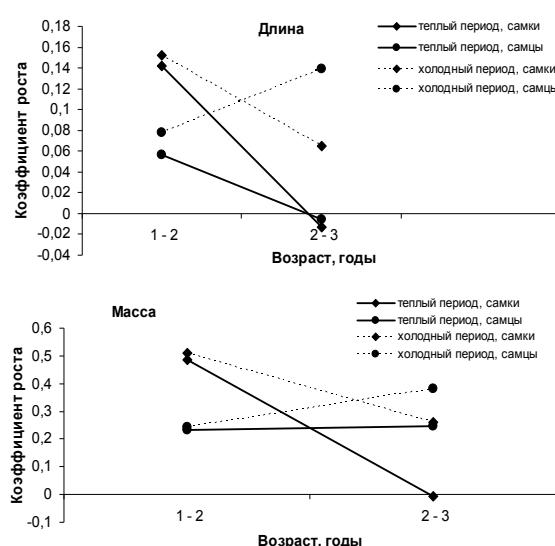


Рисунок 1 – Коэффициент роста черноморской ставриды в разные периоды 2010 года

Рисунок 2 – Коэффициент роста черноморской спикары в разные периоды 2010 года

Таблица 1 – Размерно-массовые характеристики видов-доминантов в 2010 году в теплый (значительный) и холодный (числитель) периоды года

Возраст, год	Самки			Самцы			Самки			Самцы		
	длина (SL), см	масса, г	длина (SL), см	масса, г	длина (SL), см	масса, г	длина (SL), см	масса, г	длина (SL), см	масса, г	длина (SL), см	масса, г
1. Ставрида												
1	<u>10,35±0,18</u>	<u>14,16±0,55</u>	<u>10,19±0,24</u>	<u>14,89±0,99</u>	1	<u>8,71±0,17</u>	<u>10,63±0,59</u>	<u>7,9</u>	<u>7,95</u>	-	-	-
	<u>11,07±0,60</u>	<u>15,94±2,36</u>	<u>11,80</u>	<u>18,44</u>		-	-	-	-			
2	<u>11,92±0,14</u>	<u>21,40±0,67</u>	<u>10,98±0,48</u>	<u>18,50±2,85</u>	2	<u>9,34±0,06</u>	<u>13,09±0,21</u>	<u>8,75±0,25</u>	<u>10,53±0,14</u>			
	<u>12,64±0,24</u>	<u>23,68±1,44</u>	<u>12,47±0,44</u>	<u>22,72±2,23</u>		<u>9,51±0,16</u>	<u>13,77±0,76</u>	<u>12,74±0,25</u>	<u>33,20±1,53</u>			
3	<u>12,69±0,21</u>	<u>26,98±1,39</u>	<u>12,52±0,31</u>	<u>25,53±2,33</u>	3	<u>10,49±0,21</u>	<u>18,87±1,44</u>	<u>10,15±1,45</u>	<u>18,66±7,25</u>			
	<u>12,47±0,30</u>	<u>23,55±1,66</u>	<u>12,8±0,90</u>	<u>28,56±7,91</u>		<u>11,05±0,18</u>	<u>21,83±1,39</u>	<u>10,00±1,60</u>	<u>16,82±7,49</u>			
4	<u>13,8±0,7</u>	<u>32,34±3,07</u>	-	15,6	40,94	4	<u>11,36±0,17</u>	<u>23,67±1,22</u>	<u>12,1±0,33</u>	<u>30,49±2,20</u>		
	<u>14,1</u>	<u>34,67</u>					<u>11,2±0,53</u>	<u>20,40±3,17</u>	<u>11,69±0,27</u>	<u>26,76±2,40</u>		
5						5	<u>11,1</u>	<u>29,5</u>	<u>13,7</u>	<u>46,25</u>		
							<u>12,1</u>	<u>26,53</u>				
						6	<u>13,6</u>	<u>48,4</u>				
							-	-				
3. Султанка												
1	<u>10,30±0,19</u>	<u>21,81±1,24</u>	<u>19,69±0,69</u>	<u>9,22±0,09</u>	<u>14,29±0,45</u>	3	<u>9,78±1,25</u>	<u>46,64±17,84</u>				
	<u>10,22±0,13</u>	<u>19,69±0,69</u>					<u>8,6±0,70</u>	<u>24,35±6,13</u>				
2	<u>11,28±0,25</u>	<u>22,49±1,83</u>	<u>23,39±2,62</u>	<u>9,46±0,25</u>	<u>15,19±1,11</u>	4	<u>10,98±0,31</u>	<u>54,44±5,04</u>	<u>10,48±0,41</u>	<u>48,94±7,21</u>		
	<u>10,45±0,36</u>	<u>32,47±4,99</u>	<u>36,99±2,29</u>	<u>10,06±0,43</u>	<u>19,04±2,78</u>		<u>11,55±0,28</u>	<u>64,55±4,67</u>	<u>10,94±0,4</u>	<u>55,38±5,73</u>		
3	<u>12,37±0,26</u>	<u>32,47±4,99</u>	<u>32,47±4,99</u>	<u>10,06±0,43</u>	<u>19,04±2,78</u>	5	<u>11,4±0,1</u>	<u>58,92±2,37</u>	<u>11,9±0,68</u>	<u>57,78±5,22</u>		
	<u>11,84±0,50</u>	<u>48,15±2,56</u>	<u>42,71±2,62</u>	<u>10,56±0,38</u>	<u>22,04±2,23</u>		<u>12,83±0,37</u>	<u>90,79±7,67</u>	<u>11,83±0,21</u>	<u>64,78±7,11</u>		
4	<u>13,57±0,25</u>	<u>46,10±2,49</u>	<u>40,17±6,13</u>			6	<u>14,55±1,45</u>	<u>119,46±33,67</u>	<u>11,52±0,52</u>	<u>60,8±7,63</u>		
	<u>13,3±0,24</u>	<u>53,58±16,17</u>					<u>13,57±0,81</u>	<u>109,25±21,38</u>	<u>11,8</u>	<u>64,35</u>		
5	<u>13,46±0,30</u>	<u>46,10±2,49</u>	<u>40,17±6,13</u>			7	<u>12,55±0,95</u>	<u>86,66±18,76</u>	<u>12,68±0,55</u>	<u>82,06±9,14</u>		
	<u>12,9±0,61</u>						<u>13,04±0,46</u>	<u>93,03±8,16</u>	<u>12,6±0,09</u>	<u>69,51±4,93</u>		
6	<u>14,20±1,49</u>						<u>8</u>	<u>14,4±0,30</u>	<u>115,04±9,70</u>	<u>13,05±1,75</u>	<u>89,83±28,90</u>	
	-							<u>15,98±1,25</u>	<u>161,56±28,09</u>			
7	<u>13,85±0,65</u>	<u>49,84±2,85</u>	-			9	-	-	<u>13,15±0,45</u>	<u>89,82±0,50</u>		
8	<u>15,82±0,47</u>	<u>73,29±5,29</u>	-			10	<u>17,11±0,84</u>	<u>203,82±25,84</u>				
	-					11	-	-				
									<u>13,95±0,95</u>	<u>131,94±26,26</u>		

В теплый и холодный периоды года отличия по коэффициенту роста массы самок незначительны, в то время как у самцов наблюдается небольшое снижение этого параметра в холодный период. Следует отметить, что величина коэффициента роста (как по массе, так и по длине) имеет наибольшие отличия у спикары в возрасте 2 - 3 года, в то время как у старших особей эти отличия выражены незначительно.

Установлено, что у самок султанки наблюдается, в отличие от предыдущих видов, обратная картина по величинам, как длины, так и массы. В возрасте 1 - 2 года коэффициент роста, как по длине, так и по массе, значительно преобладает для холодного периода (рис. 3). У рыб старших возрастных групп зафиксирована противоположная тенденция, причем отличия выражены в меньшей степени.

В большинстве случаев, размер и масса самок морского ерша в холодный период были выше, а у самцов – наоборот. Интересно, что свидетельства того, что осенью темп роста черноморской скорпены выше, уже имеются [12]. В то же время, эти литературные данные касались популяции в целом без разделения массива по полу.

В большинстве случаев, коэффициент роста длины (и массы) самок морского ерша выше в теплый период года (рис. 4). Для 2 исследованных периодов года установлено варьирование показателя коэффициента роста у самцов разных возрастных групп.

Противоположные данные получены для беломорской наваги *Eleginus navaga* (Pallas), которая нерестится в зимнее время [1]. Замечено, что в преднерестовый период масса наваги в возрасте от 2 до 6 лет заметно больше, нежели в нерестовый, в то время как величины длины практически не изменились [1].

Интересно, что прирост по длине в зависимости от возраста рыб практически не отличается у самок и у самцов, что было показано ранее на примере леща [2], так и нами для 4 изученных массовых видов черноморских рыб.

Противоположная тенденция отмечается у упомянутых авторов, а также при анализе султанки и морского ерша по показателю массы, что связано с постоянным (в течение жизни) участием рыб в нересте.

Известно, что линейный темп роста рыб сначала увеличивается, после чего (к старости) снижается [2]. Такие данные подтверждаются и нашими исследованиями по черноморской ставриде: до 2 лет коэффициент роста высокий, после чего он снижается.

Имеются сведения, что самки налима Виллюнского водохранилища *Lota lota*, не достигшие половой зрелости, растут быстрее самцов [3]. Такие же данные получены для морского карася *Dicentrarchus labrax* [11]. В наших исследованиях аналогичные результаты получены для ставриды: в возрасте 1 - 2 года самки этого вида имеют коэффициент роста (как по длине, так и по массе), превышающий таковой показатель самцов. Позже, в возрасте 3 - 4 года, картина изменяется противоположным образом (см. рис. 1).

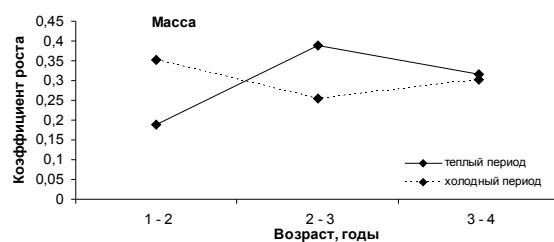
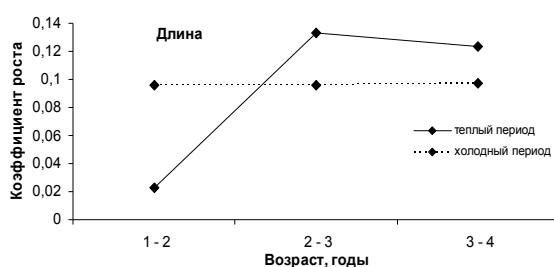


Рисунок 3 – Коэффициент роста самок черноморской султанки в разные периоды 2010 года

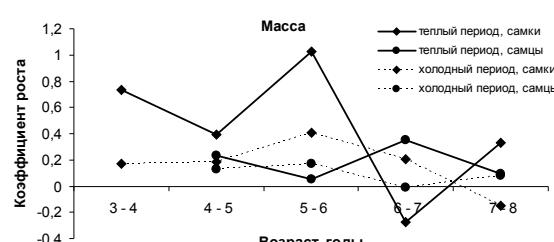
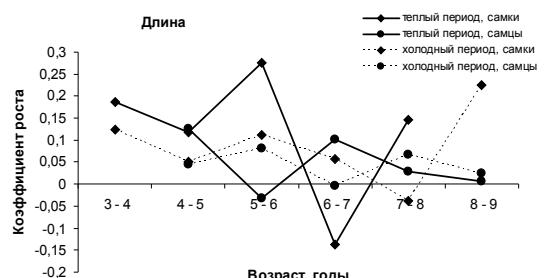


Рисунок 4 – Коэффициент роста черноморской скорпены в разные периоды 2010 года

На основании ранее проведенных исследований другими авторами известно, что самки султанки также растут быстрее, нежели самцы [12]. Согласно полученным нами данным о росте этого вида в теплый период, мы получили аналогичные данные по этому виду. Следует отметить, что по последним сведениям, стадо черноморской султанки все еще находится в уязвимом положении, что выражалось в снижении темпа роста рыб из загрязненных акваторий [8].

Литературные данные о росте спикары свидетельствуют, что из-за полового диморфизма темп роста этого вида значительно увеличивается у самцов, начиная уже со 2 года [12]. У нас эта тенденция, в целом, отмечается позже (3 - 4).

В то же время известно, что в середине жизненного цикла восточно-камчатского минтая *Theragra chalcogramma* и старше темп роста самок превышает темп роста самцов [4].

Согласно имеющейся информации [5] о состоянии ерша, обитающего в севастопольских бухтах в 2004 - 2005 гг., нами были посчитаны ростовые характеристики рыб, обитающих в бухтах с разным уровнем антропогенной нагрузки.

Прирост морского ерша по длине неоднозначно варьировал у рыб разного возраста из двух бухт. По массе установлено, что до 4 лет темп роста выше у самок и самцов из более загрязненной бухты, а у рыб старшего возраста – наоборот (табл. 2).

Аналогичные расчеты были проведены нами по литературным сведениям [9] о состоянии ерша, обитавшего в различных акваториях Черного моря в более ранние сроки. Нами установлено, что, несмотря на отличия в размерно-массовых характеристиках морского ерша, населяющего разные виды донно-ландшафтных комплексов Крыма и Кавказа, не отмечено отличий в приросте длины особей (табл. 3). Интересно, что и при отличиях абсолютных величин размера и массы скрепены из бухт с разным уровнем загрязнения [6], прирост по длине также слабо отличался у рыб из этих акваторий (табл. 4).

Таблица 2 – Прирост по длине и по массе морского ерша, обитавшего в бухтах с разным уровнем антропогенной нагрузки в 2004 - 2005 гг.

Возрастные группы	Длина				Масса			
	Карантинная		Мартынова		Карантинная		Мартынова	
	самки	самцы	самки	самцы	самки	самцы	самки	самцы
3 - 2	1,65	1,47	1,3	1,69	12,88	10,91	18,83	13,8
4 - 3	1,68	1,75	2,08	2,1	21,57	17,13	24,92	18,57
5 - 4	3,16	2,11	2,44	1,21	50,3	34,96	31,19	18,61
6 - 5	1,36	-0,39	1,92	0,28	39,32	-15,09	31,88	

Таблица 3 – Прирост (длина) ерша из разных донных ландшафтных комплексов Кавказа и Крыма

Донные ландшафтные комплексы	Кавказ		Крым	
	самки	самцы	самки	самцы
Блочно-монолитный	16,4	13,4	16,5	14,1
Блочно-ячеистый	15,9	13,7	14,5	12,9
Ячеистый	17,0	13,3	13,8	12,6

Таблица 4 – Прирост (длина) морского ерша из бухт г. Севастополя с разным уровнем загрязнения

Возраст	Бухта		
	Балаклава	Стрелецкая	Севастопольская
3 - 4	12,85	12,55	12,1
4 - 5	14,95	14,55	13,9

На основании проделанной работы, можно сделать следующие выводы:

1. Темп роста ставриды, султанки и скрепены был выше в холодный период года, в то время как у спикары – наоборот.
2. Не установлено по литературным данным отличий в темпе роста скрепены из районов, отличающихся уровнем загрязнения.

Литература

1. Алтухов К.А., Ерастова В.М. Навага *Eleginus navaga* (Pallas) Лямыцкого берега Белого моря // Вопр. ихтиол. – 1971. – Т. 11, вып. 5 (70). – С. 770 - 777.

2. Гайгалас К.С., Блатнене Д.П. Характеристика роста, структура и численность стада леща *Abramis brama* (L.) в водотоках летних польдеров дельты р. Нямунас // Вопр. ихтиол. – 1971. – Т. 11, вып. 5 (70). – С. 794 - 805.
3. Кириллов А.Ф. Налим *Lota lota* Вилнюского водохранилища // Вопр. ихтиол. – 1988. – Т. 28, вып. 1. – С. 22 - 28.
4. Кузнецова Е.Н. Возрастной состав и темп роста минтая *Theragra chalcogramma* восточнокамчатской популяции // Вопр. ихтиол. – 2000. – Т. 40, № 5. – С. 640 - 647.
5. Кузьминова Н.С. Оценка токсического действия хозяйственно-бытовых сточных вод на морские организмы : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. – М.: МГУ, 2006. – 168 с.
6. Овен Л.С., Руднева И.И., Шевченко Н.Ф. Ответные реакции морского ерша *Scorpaena porcus* (Scorpaenidae) на антропогенное воздействие // Вопр. ихтиол. – 2000. – Т.40, № 1. – С. 75 - 78.
7. Овен Л.С., Салехова Л.П., Кузьминова Н.С. Многолетняя динамика видового состава и численности рыб Черного моря в районе Севастополя // Риб. госп-во України. – 2008. – № 4 (57). – С. 15 - 18.
8. Овен Л.С., Салехова Л.П., Кузьминова Н.С. Современное состояние популяции черноморской султанки *Mullus barbatus ponticus* в прибрежной зоне у Севастополя // Вопр. ихтиол. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 214 - 224.
9. Пашков А.Н., Шевченко Н.Ф., Овен Л.С., Гирагосов В.Е., Круглов М.В. Распределение, численность и основные популяционные показатели морского ерша *Scorpaena porcus* в условиях антропогенного загрязнения Черного моря // Вопр. ихтиол. – 1999. – Т. 39, № 5. – С. 661 - 668.
10. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. – М.: Пищевая пром-ть, 1966. – 376 с.
11. Световидов А.И. Рыбы Черного моря. – Л.: Наука, 1964. – 550 с.
12. Справочные материалы по росту рыб : Перкоидные рыбы / Сост. А.А. Яржомбек. – М: ВНИРО, 2006. – 87 с.
13. Kelley D.F. Age determination in bass and assessment of growth and year-class strength // J. Mar. Biol. Ass. UK. – 1988. – 68. – Pp. 179-214.

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ РАСПРОСТРАНЕНИЯ И ЧИСЛЕННОСТИ КИТООБРАЗНЫХ У ПОБЕРЕЖЬЯ ЮГО-ВОСТОЧНОГО КРЫМА

С. В. Кривохижин^{1, 2, 3}, А. А. Биркун мл.^{2, 3}, Г. Ю. Радыгин^{2, 3}

¹Карадагский природный заповедник НАНУ

²Лаборатория Брэма

³Черноморский совет по морским млекопитающим

*В прибрежном районе Черного моря площадью 105 км², находящемся к северу от линии, соединяющей мысы Меганом и Киик-Атлама (Юго-Восточный Крым), в разные сезоны проведена серия из четырех учетов китообразных методом линейных трансектов. В данной акватории установлено круглогодичное присутствие азовок, или морских свиней (*Phocoena phocoena relicta Abel, 1905*) и афалин (*Tursiops truncatus ponticus Barabash, 1940*). Численность азовок оценена в 510 особей (CV 61,3 %) весной и 175 (CV 55,4 %) осенью, афалин – 155 (CV 59,3 %) весной и 267 (CV 73,9 %) летом. Азовки образовывали скопления весной и осенью, вероятно, на пути их миграции; летом наблюдалось их рассеянное распределение при существенном уменьшении численности; зимой встречены единичные особи. Афалины относительно равномерно распределялись по всей акватории весной и летом, осенью и зимой их присутствие значительно уменьшалось. Рекомендуется рассмотреть вопрос о целесообразности заповедания исследованного района, примыкающего к территории Карадагского природного заповедника.*

Ключевые слова: китообразные, Черное море, азовка, белобочка, афалина, дистанционный учет

Введение

Учеты азово-черноморских дельфинов с использованием метода линейных трансектов начаты в 2001 г., когда с борта сверхлегкого самолета-амфибии ЧЕ-25 была обследована вся акватория Азовского моря и Керченский пролив [3]. Годом спустя на аналогичных самолетах ЧЕ-22 по той же методике был проведен новый учет дельфинов в южной части Азовского моря, Керченском проливе и шельфовой зоне северо-восточной части Черного моря [4, 5]. Район юго-восточного побережья Крыма между мысами Меганом и Киик-Атлама был охвачен судовым учетом в 2003 г.; тогда были исследованы территориальные воды (12-мильная зона) Украины и России от устья Дуная и о. Змеиный на западе до Адлера на востоке [1]. Все перечисленные учеты проводились в летне - осенне время, что давало общую картину распространения и численности дельфинов в прибрежных водах в теплый период года. Для выяснения сезонных изменений в присутствии китообразных в 2003 - 2005 гг. нами предпринимались круглогодичные наблюдения за дельфинами (судовые учеты и фотоидентификационные работы) в районе между мысами Фиолент и Айя [6]. В районе Юго-Восточного Крыма между мысами Меганом и Киик-Атлама такая работа впервые проведена в 2011 - 2012 гг.



Рисунок 1 – Схема учетных маршрутов в акватории между мысами Меганом и Киик-Атлама

Материал и методы

Район исследования представлен участком Черного моря, в который вошла акватория Карадагского природного заповедника и прилегающие к ней воды, ограниченные мысами Меганом и Киик-Атлама, а со стороны моря – прямой, которая соединяет мысы.

Площадь исследованной акватории составила 105 км². Общая протяженность единообразного для всех учетов маршрута из 10 галсов – 45,2 км (рис. 1).

В качестве платформ для наблюдений использовались прогулочные катера, базирующиеся у причала заповедника. Длина каж-

дого судна – 9 м. Навигация осуществлялась с помощью GPS Garmin 12 XL.

Учет китообразных проводился в течение четырех дней – по одному в весенний (апрель), летний (июнь), осенний (ноябрь) и зимний (февраль) сезоны. Дельфины регистрировались визуально тренированными наблюдателями, располагавшимися по бортам катера. Скорость движения судна на учетном маршруте составляла в среднем 6,5 узлов. Высота глаз наблюдателей над уровнем моря составляла около 2,5 м. Наблюдения проводились при хорошей видимости и состоянии моря по шкале Бофорта от 0 до 2 баллов, с использованием очков с поляризационными светофильтрами. Регистрировали график движения судна, состояние моря, при встречах дельфинов – время, географические координаты, вид и количество животных, перпендикулярное расстояние от курса до середины группы.

Для анализа результатов использовали математические модели оценки численности [7, 8], включенные в программу Distance 3.5 (разработка Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, Великобритания). Расчеты по карте осуществлялись при помощи ГИС Ozi Explorer 3.95.4 m (GPS Mapping Software).

Результаты и обсуждение

В ходе весеннего учета (27.04.2011) на учетных маршрутах было зарегистрировано 36 групп дельфинов (83 животных), представленных азовками или азово-черноморскими морскими свиньями (*Phocoena phocoena relicta* Abel, 1905) и афалинами (*Tursiops truncatus ponticus* Barabash, 1940) (рис. 2, 3). Доминировали азовки, на их долю пришлось 66,7 % встреч и 75,9 % особей. Летом (30.06.2011) наблюдалась обратная картина, из 19 встреч (36 особей) большая часть приходилась на афалин: соответственно, 63,2 и 97,2 %. Осенью (01.11.2011) азовки вернули себе первенство: 88,2 % (88,0 %) на фоне общего снижения числа наблюдений до 17 (25 животных). Зимой (27.02.2012) были встречены единичные животные обоих видов, причем на учетных маршрутах – только азовки (2 встречи, 4 особи), а пару афалин видели лишь на подходе к начальной точке.

Афалины в целом более равномерно распределялись по исследованной акватории по сравнению с азовками. Во время весеннего и осеннего учетов морские свиньи группировались в основном на части исследуемой акватории, в противоположность этому летом они наблюдались по всей площади. Вероятно, это было связано с сезонной миграцией морских свиней, которая происходит весной в сторону Азовского моря (на восток), а осенью – в обратном направлении, следуя перемещениям части популяции азовской хамсы [2]. Примечательно, что движения многих групп азовок совпадали с указанным генеральным направлением миграции в данный сезон.

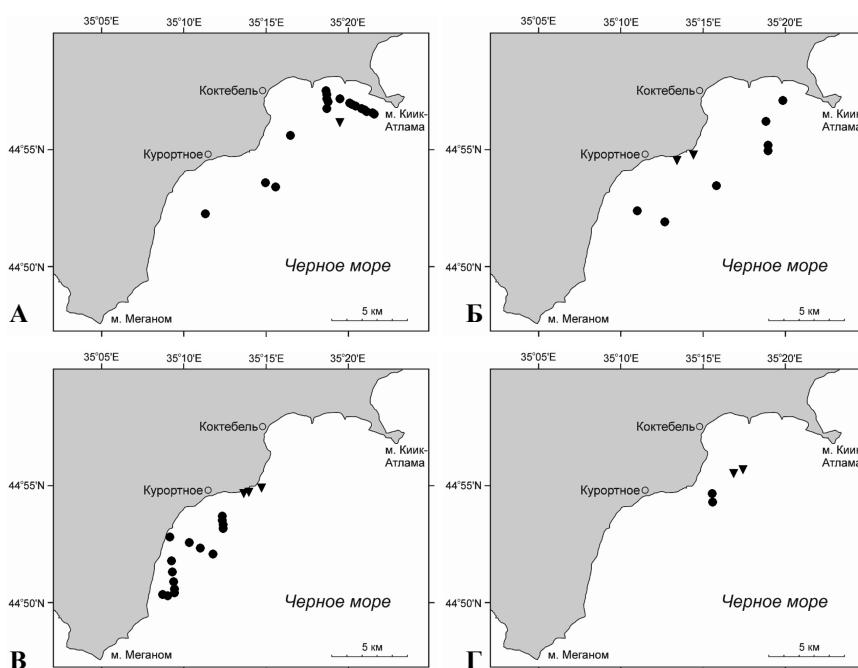


Рисунок 2 – Регистрация азовок (*P. p. relicta*): А – весной; Б – летом; В – осенью; Г – зимой. Кружками обозначены наблюдения дельфинов на маршрутах, треугольниками – попутные встречи на подходах

Афалины, наблюдавшиеся в большом количестве весной и летом, значительно реже встречались при осеннем и зимнем учетах. Перемещение животных за пределы исследуемого района могло быть обусловлено осенней концентрацией кормовых объектов, например, мигрирующей на зимовку кефали и хамсы.

Азовки и афалины на маршрутах встречались группами до 7 особей. Приблизительно половина (46 %) встреч обоих видов приходилась на одиночных животных.

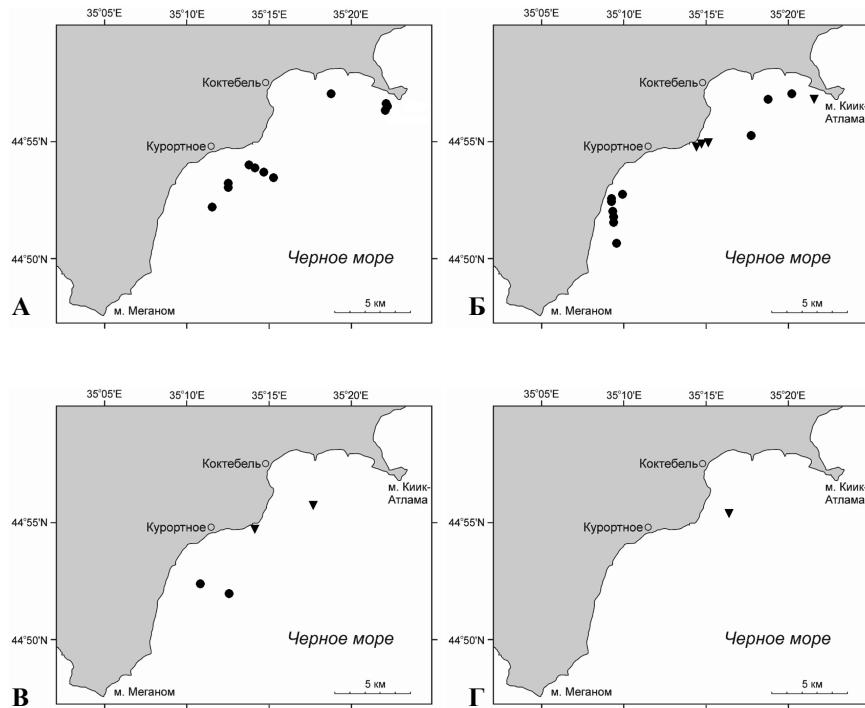


Рисунок 3 – Регистрация афалин (*T. t. ponticus*): А – весной; Б – летом; В – осенью; Г – зимой. Кружками обозначены наблюдения дельфинов на маршрутах, треугольниками – попутные встречи на подходах

В табл. 1 и 2 приведены результаты статистического анализа данных весеннего и осеннего учетов азовок, а также весенне-летнего и летнего учетов афалин. Оценить численность морских свиней летом, афалин осенью и обоих видов зимой не представлялось возможным из-за недостаточного количества наблюдений. Численность азовок оценена в 510 особей (CV 61,3 %) весной и 175 (CV 55,4 %) осенью, афалин – 155 (CV 59,3 %) весной и 267 (CV 73,9 %) летом.

Таблица 1 – Статистические данные весеннего и осеннего судовых учетов морских свиней (*P. p. relicta*)

Параметры	Апрель	Ноябрь
Размер групп (экз.), $M \pm m$	$2,8 \pm 0,4$	$1,1 \pm 0,1$
коэффициент вариации	14,70 %	9,99 %
доверительный интервал (95 %)	2,1 - 3,8	1,0 - 1,3
Плотность (экз./км ²), $M \pm m$	$4,86 \pm 2,97$	$1,67 \pm 0,92$
коэффициент вариации	61,26 %	55,36 %
доверительный интервал (95 %)	1,42 - 16,61	0,56 - 4,97
Численность, (экз.) $M \pm m$	510 ± 312	175 ± 97
коэффициент вариации	61,26 %	55,36 %
доверительный интервал (95 %)	149 - 1745	59 - 522

Таблица 2 – Статистические данные весеннего и летнего судовых учетов афалин (*T. t. ponticus*)

Параметры	Апрель	Июнь
Размер групп (экз.), $M \pm m$	$1,4 \pm 0,2$	$2,6 \pm 0,6$
коэффициент вариации	16,03 %	24,87 %
доверительный интервал (95 %)	1,0 - 1,9	1,5 - 4,5
Плотность (экз./км ²), $M \pm m$	$1,471 \pm 0,873$	$2,541 \pm 1,878$
коэффициент вариации	59,32 %	73,89 %
доверительный интервал (95 %)	0,459 - 4,713	0,638 - 10,118
Численность, (экз.) $M \pm m$	155 ± 92	267 ± 197
коэффициент вариации	59,32 %	73,89 %
доверительный интервал (95 %)	48 - 495	67 - 1062

Заключение

В акватории Карадагского природного заповедника и прилегающих водах в весенний, летний, осенний и зимний периоды 2011 - 2012 гг. зарегистрировано присутствие двух видов китообразных: азовок и афалин. В исследованной акватории не встреченено ни одной белобочки (*Delphinus delphis ponticus* Barabash, 1935).

Отмечена концентрация азовок весной, осенью и рассеянное распределение летом при заметно меньшей численности. Зимой встречены единичные особи. Это может быть связано с сезонными миграциями животных в Азовское море (весной) и обратно, к местам зимовки у Южного

берега Крыма (осенью). Афалины относительно равномерно распределялись по всей акватории весной и летом, осенью и зимой их количество значительно уменьшалось.

Круглогодичное присутствие в исследованной акватории двух видов китообразных, занесенных в Красную книгу Украины, Красный список МСОП, находящихся под охраной различных конвенций и международных соглашений, с учетом значительной сезонной концентрации животных весной, летом и осенью, является основанием для рассмотрения вопроса о заповедании этой акватории, примыкающей к Карадагскому природному заповеднику НАНУ.

Благодарность

Авторы признательны за организационную помощь в проведении полевых работ М. А. Полякову и В. Л. Ярышу (Карадагский природный заповедник).

Литература

1. *Биркун А.А. мл., Кривохижин С.В., Глазов Д.М. и др.* Оценка численности китообразных в прибрежных водах северной части Черного моря: результаты судовых учетов в августе - октябре 2003 г. // Морские млекопитающие Голарктики : сб. науч. тр. 3-й междунар. конф. Коктебель, 11 - 17 октября 2004. – М., 2004. – С. 64 - 68.
2. *Световидов А.Н.* Рыбы Черного моря. – М.: Наука, 1964. – 551 с.
3. *Birkun A., Jr., Glazov D., Krivokhizhin S., Mukhametov L.* Distribution and abundance of cetaceans in the Sea of Azov and Kerch Strait : Results of aerial survey (July 2001) // 16th Annual Conf. Europ. Cetacean Soc. (Liege, Belgium, 7 - 11 April 2002) : Abstr. – Liege: University of Liege, 2002. – P. 73.
4. *Birkun A., Jr., Glazov D., Krivokhizhin S. et al.* Species composition and abundance estimates of cetaceans in the Kerch Strait and adjacent areas of the Black and Azov Seas: The second series of aerial surveys (August 2002) // Abstr. 17th ECS Conf. Las Palmas de Gran Canaria, 9 - 13 March 2003. – 2003. – P. 271 - 272.
5. *Birkun A., Jr., Glazov D., Krivokhizhin S., Mukhametov L.* Distribution and abundance estimates of cetaceans in the Azov Sea, Kerch Strait and northeastern shelf area of the Black Sea: Results of aerial surveys in July 2001 and August 2002 // Proc. 55th Meet. IWC Scientific Committee. Berlin, 26 May - 6 June 2003. – SC/55/SM15, 2003. – 9 p.
6. *Birkun A., Jr., Krivokhizhin S., Komakhidze A. et al.* Wintering concentrations of Black Sea cetaceans off the Crimean and Caucasian coasts // Abstr. 20th Ann. Conf. Europ. Cetacean Soc. Gdynia, Poland, 2 - 7 Apr., 2006. – Gdynia, 2006. – P. 203.
7. *Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L.* Distance sampling: Estimating abundance of biological populations. – New York - London: Chapman and Hall, 1993. – 446 p.
8. *Burnham K.P., Anderson D.R., Laake J.L.* Estimation of density from line transect sampling of biological populations. – Chestertown: Wildlife Monographs, 1980. – 203 p.

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ БУХТ СЕВАСТОПОЛЯ (КРЫМСКОЕ ПОБЕРЕЖЬЕ ЧЕРНОГО МОРЯ)

В. Г. Копий

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Приведены данные о сезонном развитии макрозообентоса в акваториях кутовых частей бухт Севастополя. Зарегистрирован макрозообентос, относящийся к различным таксономическим группам: Polychaetae, Mollusca, Crustacea, Oligochaeta, Nemertina и Turbellaria. Приведены данные по экологии и горизонтальному распределению доминирующих видов. Дан сравнительный анализ количественных показателей исследуемых бухт. Наибольшим видовым богатством и высокими количественными показателями характеризуется акватория бухты Казачья. Наименьшие количественные показатели – в бухте Стрелецкая.

Ключевые слова: прибрежная зона, макрозообентос, *Capitella capitata*, *Hediste diversicolor*, *Hydrobia acuta*, Oligochaeta, бухты Севастополя, Черное море

Изучению видового состава и количественных параметров макрозообентоса прибрежной зоны Крымского побережья посвящено множество работ [2, 11, 15, 16, 18], но в них изучались глубины более 0,5 м. Поэтому контурные сообщества, на сегодняшний день, остаются наименее изученными. В последние десятилетия возрос интерес к исследованию прибрежных участков моря. Это связано не только с малой изученностью зоны псевдолиторали, но и с тем, что прибрежные участки относятся к наиболее динамичным зонам, поэтому обитающие здесь организмы нередко испытывают неблагоприятные воздействия природных и антропогенных факторов [3 - 5].

Цель настоящей работы заключается в изучении видового разнообразия и количественных параметров представителей макрозообентоса в кутовых частях бухт Севастопольского региона.

Материал и методы

В основу работы положены материалы бентосных съемок, выполненных на трех станциях в акватории Севастополя: 1 – бухта Казачья, 2 – бухта Круглая, 3 – бухта Стрелецкая (рис. 1). В настоящее время исследованные бухты подвержены различной степени воздействия неблагоприятных природных и антропогенных факторов. Бухта Казачья по степени загрязнения грунтов нефтяными углеводородами считается наиболее благополучной по сравнению с другими севастопольскими бухтами. Бухта Круглая является наиболее интенсивно эксплуатируемой рекреационной зоной. В ее кутовую часть во время дождей и таяния снега поступает значительное количество загрязненных вод [8]. На берегу бухты находится вертолетный завод, яхт-клуб и городской пляж [17]. Бухта Стрелецкая испытывает высокую антропогенную нагрузку: в ее акваторию поступают неочищенные сточные воды от двух хозяйствственно-бытовых выпусков, а в кутовой части функционируют два выпуска сточных вод ливневой канализации [12]. В бухте базируются вспомогательные и боевые корабли Черноморского флота России и Военно-морских сил Украины. На ее территории располагается судоремонтный завод и топливный причал [17].

Съемки проводили ежеквартально (июль, октябрь 2009 г. и январь, апрель 2010 г.).

Сбор материала осуществлялся ручным дночерпателем ($S = 0,4 \text{ м}^2$) в двух повторностях. На каждом разрезе пробы отбирали в пяти точках: в зоне уреза воды, ниже и выше уреза воды (на 0,5 и 1 м). Урезом воды считали среднюю линию между верхним и нижним краями заплеска. Расстояние между смежными точками составляло 50 см.

В лабораторных условиях пробы промывали через сито диаметром ячеек 0,5 мм и фиксировали 4 % раствором формальдегида. Затем материал разбирали по группам:

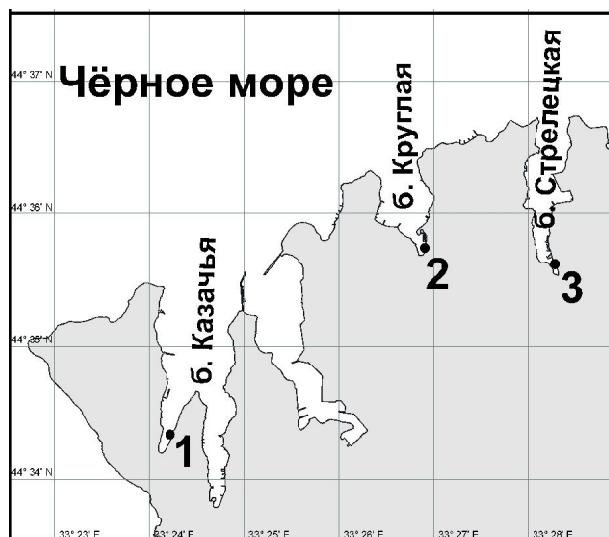


Рисунок 1 – Карта-схема районов исследования

Polychaetae, Mollusca, Crustacea, Oligochaeta, Turbellaria, Nemertini и Chironomida. Таксономические группы Polychaetae, Mollusca, Crustacea определялись до вида, остальные представители макрозообентоса – до класса. При описании количественного развития фауны использованы показатели численности (N , экз. $\cdot m^{-2}$) и биомассы (B , г $\cdot m^{-2}$).

Результаты и обсуждение

Бухта Казачья. За весь период наблюдения идентифицировано 33 вида макрозообентоса, относящихся к разным таксономическим категориям: Polychaeta (10 видов), Mollusca (10 видов), Crustacea (9 видов), Turbellaria, Oligochaeta, Chironomidae и Nemertini (табл. 1). Зарегистрированный макробентос принадлежит к 27 родам, 20 семействам и 12 отрядам.

Средние значения численности и биомассы представителей бентосного сообщества варьируют в пределах от 5 до 2371 экз. $\cdot m^{-2}$ и от 0,005 до 54,1194 г $\cdot m^{-2}$, соответственно.

Количественные показатели макрозообентоса в различные сезоны года неодинаковы. В течение всего года массово представлена полихета *Capitella capitata* и гастропода *Hydrobia acuta* (средние значения численности – 98 и 911 экз. $\cdot m^{-2}$, соответственно; биомассы – 0,07583 и 2,0195 г $\cdot m^{-2}$, соответственно).

Максимальные показатели численности макрозообентоса зарегистрированы осенью, биомассы – в летний период.

Летом макрозообентос бухты представлен 6 видами полихет, 3 видами ракообразных, 7 видами моллюсков, также отмечены турбеллярии, олигохеты и личинки комара.

По численности и по биомассе доминируют моллюски. На их долю приходится 95 %, численности и более 99 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов. Среди полихет доминирует *C. capitata*, на ее долю приходится 81 % численности и 37 % биомассы от общей численности и биомассы полихет.

По литературным данным известно, что для *C. capitata* характерно обитание в прибрежных и устьевых участках на мягких илистых или песчано-илистых грунтах от уреза воды и до глубины 100 м. Это эвригалинный вид, который может переносить значительные колебания солености от 41,5 % до почти пресной воды [7, 22].

Среди ракообразных доминирует *Corophium bonelli*, но его численность низкая – 35 экз. $\cdot m^{-2}$ при биомассе 0,01 г $\cdot m^{-2}$.

При исследовании в данном районе были обнаружены хирономиды, которые являются неотъемлемой частью донного сообщества. В Азово-Черноморском бассейне они обитают в мелких и крупных лиманах, а также во внутренних постоянных и временных соленых и пресных водоемах на мелководье в заиленных грунтах с примесью песка и гравия [1, 9, 13]. В бухте Казачья на участке ниже уреза воды зарегистрирована соленость 17,7 %, на участке выше уреза воды на 0,5 м – 25,1 %, а на участке выше уреза воды на 1 м – 30,2 %. Несмотря на высокие показатели солености 2 % хирономид были зарегистрированы на участках выше уреза воды. Но подавляющее большинство животных предпочитали зону ниже уреза воды (78 %). Питаются хирономиды детритом, водорослями и бактериями [1, 13]. Видимо, их высокую численность в данном районе

Таблица 1 – Средние значения численности (N , экз. $\cdot m^{-2}$) и биомассы (B , г $\cdot m^{-2}$) таксономических групп макрозообентоса бухты Казачья в различные сезоны года

Таксон	Лето		Осень		Зима		Весна	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Crustacea	52 ±25	0,569 ±0,053	44 ±15	0,587 ±0,271	0	0	396 ±198	0,467 ±0,407
Polychaeta	135 ±104	0,183 ±0,132	183 ±167	0,616 ±0,489	44 ±40	0,045 ±0,042	123 ±57	0,76 ±0,367
Molluska	1592 ±813	54,119 ±45,39	2371 ±1474	4,123 ±2,574	25 ±22	0,052 ±0,051	102 ±57	0,216 ±0,119
Turbellaria	16 ±14	0,011 ±0,008	8 ±8	0,017 ±0,016	25 ±22	0,017 ±0,016	0	0
Oligochaeta	79 ±46	0,046 ±0,023	17 ±15	0,013 ±0,012	58 ±45	0,031 ±0,022	450 ±310	0,197 ±0,12
Chironomidae	114 ±71	0,209 ±0,159	31 ±25	0,0198 ±0,014	113 ±82	0,023 ±0,185	8 ±4	0,021 ±0,015
Nemertini	0	0	0	0	5 ±4	0,005 ±0,002	0	0

можно связать с наличием кормовой базы, т.к. на участке взятия проб отмечено большое количество выбросов водорослей.

Численность и биомасса *Turbellaria*, обнаруженных в исследуемом районе, незначительны (16 экз. \cdot m^2 и 0,011 г \cdot m^2 , соответственно).

В осенний период макрозообентос представлен 4 видами полихет, 5 видами ракообразных, 2 видами моллюсков, также отмечены турбеллярии, олигохеты и личинки комара. По численности и по биомассе доминируют моллюски. На их долю приходится 89 % численности и 78 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов.

Среди полихет по численности доминирует *C. capitata*, по биомассе – *Hediste diversicolor*. По сравнению с летним периодом, средняя численность *C. capitata* увеличилась от 110 до 163 экз. \cdot m^2 , а показатели биомассы у *H. diversicolor* возросли более, чем в 6 раз. Среди моллюсков зарегистрирован только *H. acuta*, численность данного вида достигает 2371 экз. \cdot m^2 , при биомассе 4,1229 г \cdot m^2 . Данный вид предпочитает рыхлые, особенно илистые грунты, а именно кутовые части бухт и заливов. Обитает *H. acuta* от уреза воды до глубины 11 - 20 м. Молодь обитает на глубине 1 - 2 м, затем, достигнув размера 1,5 - 2 мм, перемещается к урезу воды. *H. acuta* – собирающий детритофаг [13, 19].

Также были зарегистрированы ракообразные, но их численность и биомасса низкие. Среди ракообразных доминирует *Gammarus aequicauda* (21 экз. \cdot m^2 , 0,3915 г \cdot m^2). Численность и биомасса турбеллярий, олигохет и личинок комара незначительны. На их долю приходится всего 2 % численности и менее 1 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов.

Зимой в бухте происходит значительное снижение количественных показателей и видового разнообразия макрозообентоса. В этот период ракообразные не обнаружены, зарегистрировано 4 вида полихет, 3 вида моллюсков, так же были отмечены турбеллярии, олигохеты и личинки комара.

По численности и биомассе доминируют хирономиды. На их долю приходится 44 % численности и 62 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов. На долю численности полихет и моллюсков приходится 16 и 9 %, соответственно. Вклад в общую долю биомассы – почти одинаков и составляет 12 и 14 %, соответственно.

Весной видовой состав макрозообентоса стал богаче и был представлен 3 видами полихет, 6 видами моллюсков, 5 видами ракообразных, также отмечены олигохеты и личинки комара. В это время года по численности доминируют олигохеты, по сравнению с зимним периодом, данный показатель вырос почти в 8 раз и составил 44 % численности обнаруженных здесь бентосных организмов.

Олигохеты предпочитают илистые и песчано-илистые грунты. Обитают на поверхности или в толще грунта, создавая массовые скопления. Погребляют в пищу детрит животного и растительного происхождения, диатомовые водоросли, простейших, различные бактерии и микроорганизмы. Олигохеты устойчивы к неблагоприятным условиям среды. Некоторые виды выдерживают соленость от 12 до 34,5 % [21]. По нашим данным, весной в бухте Казачья на различных участках псевдолиторали показатели солености были различными: на урезе воды – 18,1 %; на участке выше уреза воды на 0,5 м – 22,6 %; на участке выше уреза воды на 1 м – 23,4 %. В бентосных пробах олигохеты зарегистрированы на всех участках, но 80 % животных предпочитали зону выше уреза воды.

По биомассе доминируют полихеты, на их долю приходится 46 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов. Основной вклад в данный показатель вносит *H. diversicolor*. Среди ракообразных самая высокая численность зарегистрирована у *Echinogammarus foxi* (238 экз. \cdot m^2), по биомассе доминируют *G. aequicauda* (0,2725 г \cdot m^2). Моллюски представлены одним видом – *H. acuta* (102 экз. \cdot m^2 при биомассе 0,2156 г \cdot m^2).

Таким образом, за время наблюдения в бухте Казачья в весенний период зарегистрировано 5 таксономических групп, в остальные сезоны – по 6 таксономических групп. *Nemertini* зарегистрированы только зимой (рис. 2).

В летний и осенний периоды по численности и биомассе домини-

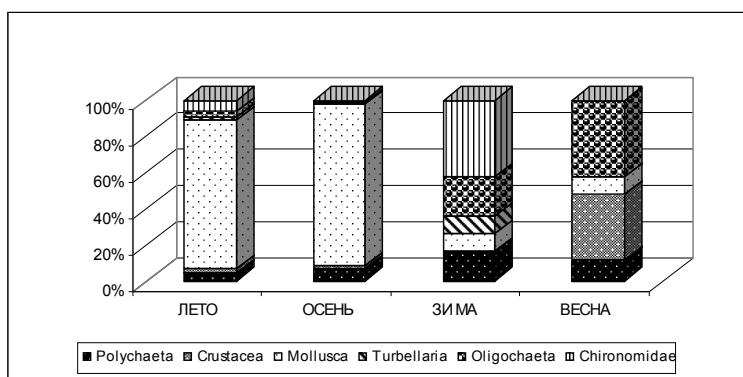


Рисунок 2 – Соотношение численности основных таксономических групп в различные сезоны года в бухте Казачья

ровали моллюски, зимой по численности – хирономиды по биомассе – моллюски. Весной по численности доминировали олигохеты, а по биомассе – полихеты.

Бухта Круглая. За весь период наблюдения идентифицировано 27 видов макрозообентоса, относящихся к разным таксономическим категориям: Polychaeta (5 видов), Mollusca (10 видов), Crustacea (9 видов), Turbellaria, Oligochaeta, Chironomidae и Nemertini (табл. 2). Зарегистрированы представители различных таксономических групп, принадлежащих к 13 родам, 11 семействам и 9 отрядам (табл. 2).

Таблица 2 – Средние значения численности (N, экз. \cdot м $^{-2}$) и биомассы (B, г \cdot м $^{-2}$) представителей макрозообентоса бухты Круглая в различные сезоны года

Таксон	Лето		Осень		Зима		Весна	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Crustacea	0	0	508 ±203	1,845 ±0,768	15 ±9	0,057 ±0,023	3 ±1	0,14 ±0,022
Polychaeta	595 ±229	2,775 ±1,367	15 ±5	0,35 ±0,142	0	0	89 ±35	0,082 ±0,026
Molluska	80 ±64	0,515 ±0,289	1058 ±568	2,229 ±2,574	2 ±1	0,078 ±0,038	1570 ±112	4,275 ±0,359
Turbellaria	0	0	6 ±4	0,001 ±0,0008	0	0	0	0
Oligochaeta	34 ±30	0,063 ±0,053	104 ±57	0,003 ±0,001	0	0	3817 ±2852	3,259 ±2,43
Chironomidae	36 ±28	0,059 ±0,051	115 ±36	0,079 ±0,024	0	0	0	0

Средние значения численности и биомассы представителей бентосного сообщества бухты Круглая варьируют в пределах от 2 до 1570 экз. \cdot м $^{-2}$ и от 0,001 до 4,275 г \cdot м $^{-2}$, соответственно.

Летом в бухте идентифицировано 10 видов макрозообентоса (3 вида полихет, 5 видов моллюсков, также отмечены, олигохеты и личинки комара. По численности и по биомассе доминируют полихеты. На их долю приходится 79 и 81 % от общей численности и биомассы макрозообентоса бухты, соответственно. Видом-доминантом среди полихет является *H. diversicolor*, его численность составила 585 экз. \cdot м $^{-2}$, биомасса – 2,765 г \cdot м $^{-2}$. Данный вид является эвригалинным и эвритермным [7]. Предпочитает обитать в мягких грунтах, продевая дугообразные ходы в толще грунта. Некоторые виды могут быть найдены среди ракуш и искусственных сооружений, таких, как сваи. По характеру питания является грунтоедом, также может питаться детритом, микрофитобентосом, водорослями и беспозвоночными, которых они находят, прячась в песке или иле. Иногда они являются агрессивными хищниками, употребляя в пищу другие виды полихет и амфипод [6, 10].

Среди моллюсков по численности доминирует *H. acuta*, на его долю приходится 70 % от общей численности моллюсков в этот сезон года.

На долю Chironomidae приходится всего 5 % от общей численности и 2 % общей биомассы макрозообентоса. Ракообразные и турбеллярии не обнаружены

Осенью макрозообентос представлен 4 видами ракообразных, одним видом полихет и моллюсков, также зарегистрированы олигохеты, турбеллярии и личинки комара. Основной вклад в общую численность и биомассу вносит гастропода *H. acuta* (59 и 49 %, соответственно, от общей численности и биомассы макрозообентоса).

Среди ракообразных по численности и биомассе доминируют гаммарусы (*Echinogammarus olivii*).

Виды рода *Gammarus* – растительно-детритоядные животные, кроме этого для них характерна всеядность, каннибализм и хищничество. Основная масса видов этой пищевой группировки обитает на глубине до 30 м. Представители рода *Gammarus* очень подвижны и активны, они передвигаются в границах своего микроареала, не зависимо от количества имеющейся в нем пищи. *E. olivii* обитает в зоне уреза воды, укрываясь под камнями, на галечных или песчаных пляжах. В штормовую погоду эхиногаммарусы мигрируют на глубину до 2 - 3 м. Питаются выбросами макрофитов. Размножаются в течение всего года, но наиболее интенсивно – весной [14].

Также зарегистрированы олигохеты, турбеллярии и личинки комара, но их вклад в общие количественные показатели составляет всего 13 % численности и менее 2 % биомассы.

Зимой видовой состав очень беден и представлен всего двумя видами моллюсков и ракообразных. По сравнению с осенним периодом количественные показатели макрообентоса значительно снизились: численность – в 58 раз, биомасса – в 33 раза.

Весной появляются полихеты (2 вида) и олигохеты. Также зарегистрированы 3 вида моллюсков и 2 вида ракообразных. По численности и биомассе доминирует *H. acuta*. По сравнению с зимним периодом численность моллюска выросла в 103 раза, а биомасса – в 42 раза. В весенний период численность олигохет высокая и составляет 3817 экз. \cdot м⁻², при биомассе 3,259 г \cdot м⁻², вклад олигохет в общую численность и биомассу и составляет 70 и 42 %, соответственно.

Таким образом, анализ полученных данных показал, что осенью зарегистрировано 6 таксономических групп, в весенний и летний периоды – по 4, а зимой – только моллюски и ракообразные (рис. 3).

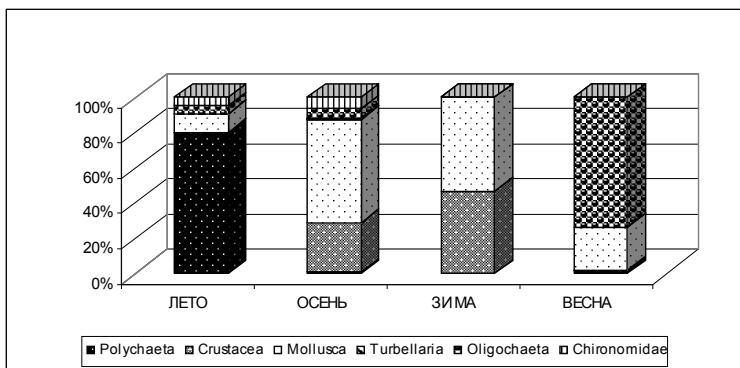


Рисунок 3 – Соотношение численности основных таксономических групп в бухте Круглая

надлежит к 13 родам, 13 семействам и 7 отрядам. За все время зафиксировано ни одного экземпляра турбеллярий и немертины (табл. 3).

Таблица 3 – Средние значения численности (N, экз. \cdot м⁻²) и биомассы (B, г \cdot м⁻²) представителей макрообентоса бухты Стрелецкая в различные сезоны года

Таксон	Лето		Осень		Зима		Весна	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Crustacea	41 ±32	0,024 ±0,016	21 ±17	0,5871 ±0,2708	0	0	142 ±45	0,096 ±0,04
Polychaeta	932 ±364	5,225 ±4,31	625 ±391	0,6156 ±0,4892	8 ±6	0,005 ±0,004	460 ±167	1,845 ±0,579
Molluska	3308 ±2745	10,263 ±8,252	1115 ±499	4,1229 ±2,574	56 ±39	0,167 ±0,113	1398 ±399	5,045 ±1,395
Oligochaeta	164 ±119	0,046 ±0,027	169 ±80	0,0125 ±0,0122	156 ±10	0,065 ±0,005	56 ±29	0,027 ±0,015
Chironomidae	0	0	2 ±2	0,0198 ±0,0137	0	0	70 ±54	0,07 ±0,05

Летом в бухте Стрелецкая обнаружен только 1 вид полихет – *H. diversicolor*, по 4 вида ракообразных и моллюсков, олигохеты. По численности и биомассе доминируют моллюски, на их долю приходится 74 % численности и 66 % биомассы обнаруженных здесь бентосных организмов. Доля полихет составила 21 % численности и 34 % биомассы, на долю ракообразных приходится всего 1 % численности и 0,78 % биомассы от общей численности и биомассы бентосных организмов. Среди ракообразных доминирует *Sphaeroma pulchellum* при относительно низких количественных показателях (7 экз. \cdot м⁻² и 0,01 г \cdot м⁻²).

Осенью зарегистрировано по одному виду моллюсков, полихет и ракообразных (*H. acuta*, *H. diversicolor* и *Orchestia gammarella*). Появляются единичные экземпляры личинок комара.

Зимой личинки комара исчезают, у ракообразных отмечены единичные экземпляры *Gammarus insensibilis*. Из моллюсков как и в осенний период зарегистрированы только гидробии, но их численность и биомасса резко снизились до 56 экз. \cdot м⁻² и 0,1667 г \cdot м⁻², соответственно. По сравнению с осенним периодом количественные показатели численности и биомассы у *H. acuta* снизились в 20 и 23 раза, соответственно.

В летний период по численности и биомассе доминировали полихеты, осенью и зимой – моллюски. Весной по численности доминировали олигохеты, по биомассе – моллюски.

Бухта Стрелецкая. За весь период наблюдения в бухте Стрелецкая идентифицировано 16 видов макрообентоса: 9 видов ракообразных, 4 вида моллюсков, 1 вид полихет, также зарегистрированы олигохеты и хирономиды. Зарегистрированный макробентос при наблюдения не было встречено ни

Весной численность гидробионт возрастает в 25 раз, а биомасса – в 30 раз и достигает 1392 экз./м⁻² и 5,0333 г/м⁻², соответственно. Видовой состав ракообразных становится богаче, по численности доминирует бокоплав *Microprotoporus minutus*, по биомассе – *G. insensibilis*.

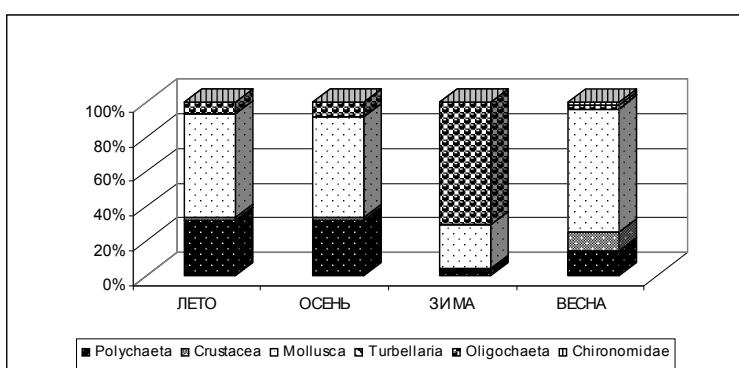


Рисунок 4 – Соотношение численности основных таксономических групп в бухте Стрелецкая

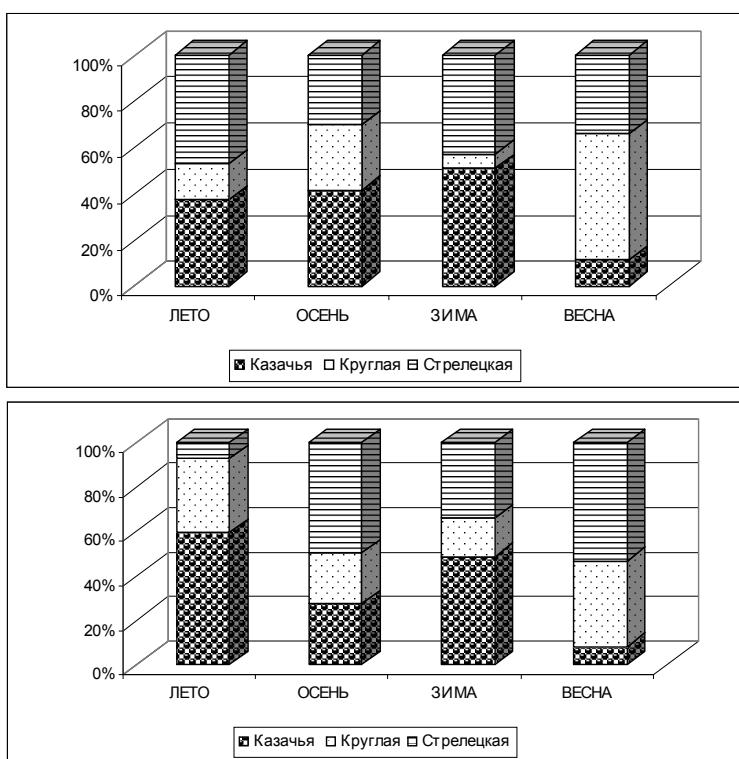


Рисунок 5 – Соотношение средней численности (а) и средней биомассы (б) макрообентоса в бухтах Севастополя

Появляются личинки комара, но доля их численности и биомассы незначительны (3 и 0,9 %, соответственно).

Таким образом, анализ полученных данных показал, что осенью и весной зарегистрировано по 5 таксономических групп, в зимний и летний периоды – по 4 (рис. 4). В летний, весенний и осенний периоды по численности и биомассе доминировали моллюски, зимой по биомассе также доминировали моллюски, по численности – олигохеты.

Сравнительный анализ количественных показателей макрообентоса кутовых частей севастопольских бухт выявил, что летом наибольшая численность макрообентоса зарегистрирована в бухте Стрелецкая (47 %), наименьшая – в бухте Круглая (16 %). Наибольшая биомасса (59 %) – в бухте Казачья (рис. 5).

В осенний период 42 % от общей численности приходится на макрообентос бухты Казачья, 50 % от общей биомассы макрообентоса – в бухте Стрелецкая. Зимой наибольшие количественные показатели в бухте Казачья – 51 % численности и 49 % биомассы обнаруженных бентосных организмов. Весной наибольший вклад в общую численность макрообентоса вносит бухта Круглая (55 %), в общую биомассу – бухта Стрелецкая (53 %).

Благодарность

Автор выражает благодарность м. н. с. Л. В. Бондаренко за помощь в сборе материала, статистическую обработку данных по ракообразным и ценные замечания при подготовке рукописи к печати.

Литература

1. Безматерных. Д.М. К систематике, экологии и распространению хирономид рода *Chironomus* Группы *Obtusidens* (Diptera, Chironomidae) // Мир науки, культуры, образования. – 2007. – № 4 (7). – С. 7 - 12.
2. Болтачева Н.А., Мазлумян С.А., Колесникова Е.А. и др. Многолетние изменения бентоса в мелководной зоне в районе Севастополя (Черное море) // Экология моря. – 2006. – Вып. 72. – С. 5 - 12.
3. Воробьев Л.В. Методическое пособие по лекционному курсу «Мейобентосология». – Одесса, 2003. – 27с.
4. Зайцев Ю.П. Введение в экологию Черного моря. – Одесса: Эвен, 2006. – 224 с.

5. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков) // Мор. экол. журн. – 2002. – 1, № 1. – С. 33 - 55.
6. Киселева М.И. Многощетинковые черви (Polychaeta) Черного и Азовского морей. – Апатиты: Кольский научн. центр, 2004. – 409 с.
7. Копий В.Г. Макрозообентос в прибрежной зоне бухт Севастополя (Крымское побережье Черного моря) // Мор. экол. журн. – 2011. – Отд. вып. № 2. – С. 43 - 48.
8. Күфтаркова Е.А., Родионова Н.Ю., Губанов В.И., Бобко Н.И. Гидрохимическая характеристика отдельных бухт Севастопольского взморья // Труды ЮгНИРО. – Керчь: ЮгНИРО, 2008. – Т. 46. – С. 110 - 111.
9. Литвиненко Н.М., Шляхов В.А. Состояние запасов личинок хирономид (комаров – звонцов) во внутренних соленых водоемах АР Крым // Труды ЮгНИРО. – Керчь: ЮгНИРО, 2011. – Т. 49. – С. 84 - 90.
10. Малиновская Л.В., Зинченко Т.Д. Многолетняя динамика биомассы вселенцев *Hediste diversicolor* Muller и *Abra ovata* (Philippi) в северном Каспии // Российский журнал Биологических инвазий. – 2010. – № 4. – С. 32 - 43.
11. Миронов О.Г., Кирюхина Л.Н., Алемов С.В. Санитарно-биологические аспекты экологии севастопольских бухт в ХХ веке. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – 185 с.
12. Овсяный Е.И. Основные источники загрязнения морской среды севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : Сб. научных трудов МГИ НАНУ. – Севастополь, 2001. – Вып. 2. – С. 138 - 152.
13. Определитель фауны Черного и Азовского морей / Отв. редактор чл.-корр. АН УССР В. А. Водяницкий – К.: Наукова думка, 1972. – 340 с.
14. Парникоза И.Ю., Годлевская Е.В., Шевченко М.С., Иноземцева Д.Н. Фауна Украины: охранные категории / Под ред. И. В. Загороднюка – К.: Киевский эколого-культурный центр, 2005. – 60 с.
15. Ревков Н.К., Валовая Н.А., Колесникова Е.А. и др. К вопросу о реакции черноморского макрозообентоса на эвтрофирование // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : Сб. науч. тр. НАН Украины, МГИ. – Севастополь, 1999. – С. 199 - 212.
16. Ревков Н.К. Таксономический состав донной фауны Крымского побережья Черного моря // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор). – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С. 209 - 218, 326 - 338.
17. Сергеева Н.Г., Колесникова Е.А., Мазлумян С.А. Таксономическое разнообразие мейобентоса в Севастопольских бухтах (Крымское побережье Черного моря) // Биоразнообразие и устойчивое развитие : Мат. междунар. научно-практ. конференции, 19 - 22 мая 2010 г. – Симферополь, 2010. – С. 113 - 115.
18. Сингуб И.А. Макрофауна зоны верхней сублиторали скал в Черном море у Карадага // Карадаг. Гидробиологические исследования : Сб. науч. трудов, посвященный 90-летию Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины. – Симферополь: СОНAT, 2004. – Книга 2. – С. 121 - 132.
19. Чухчин В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. – К: Наукова думка, 1984. – 176 с.
20. Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений // Экология и развитие Северо-Запада России : Сб. научн. докл. VII междунар. конф. Санкт-Петербург, 2 - 7 авг. 2002 г. – С.-Пб.: МАНЭБ, 2002.
21. Шуррова Н.М. Перспективы использования олигохет в качестве переработчиков твердых и жидких илов очистных сооружений // Биоконверсия органических отходов народного хозяйства и охрана окружающей среды : Тез. докл. II международного конгресса. – Ивано-Франковск. – 1992. – С. 52 - 53.
22. Tenore K B., Chesney E.J. The effects of interaction of rate of food supply and population density on the bioenergetics of the opportunistic polychaete, *Capitella capitata* (type I) // Limnology and Oceanography. – 1985. – 30. – Pp. 1188 - 1195.

МЕЙОБЕНТОС ЯК КОРМОВА БАЗА МОЛОДІ РИБ ДОННОГО ТА ПРИДОННОГО КОМПЛЕКСІВ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Л. В. Воробйова, І. І. Кулакова, В. В. Портянко

Одеський філіал Інституту біології південних морів ім. О. О. Ковалевського НАН України

Дунайське узмор'я та одеський морський регіон, як і весь північно-західний шельф Чорного моря, мають велике значення для проходження ранніх стадій онтогенезу риб придонного та донного комплексів. Більша частина його успіху належить кормовій базі, яку у даному випадку забезпечує мейобентос. Багаторічні дослідження дозволили зробити порівняльний аналіз формування її показників у кінці минулого та в першій декаді теперішнього століття. Вивчення таксономічного складу та кількісних показників мейобентосу за останні двадцять років показало, що кормова цінність мейобентосу значно зросла в 2000 - 2010 рр. за рахунок зміни його домінуючих комплексів з нематодно-форамініферного на наматодно-гарпактикоїдний.

Ключові слова: Чорне море, північно-західний шельф, мейобентос, кормова база, молодь риб

Вступ

На велике значення мейофауни як кормового об'єкту для личинок і молоді всіх без виключення риб донного і придонного комплексів, а також багатьох представників макрозообентосу не одноразово вказувалося у різних наукових працях [9, 11, 17]. Саме видовий склад, чисельність і біомаса мейобентосу в потрібний час року визначають подальшу долю кожного нового покоління риб, що особливо важливо для поповнення їх промислового стада. Молодь риб використовує більшою чи меншою мірою всіх представників мейобентосу, проте найбільш цінними є ракоподібні і представники тимчасового компоненту мейобентосу (псевдомейобентос), але до найбільш споживаних можна віднести гарпактикоїд. У риб, що мешкають в заростях макрофітів, вони можуть складати 90 % їжі і навіть більше. Так, у молоді губанових (Labridae) 95 % всіх організмів, що знаходяться в кишечнику, – *Nagracticoida*. У дворічок у літній період, за даними цих авторів, гарпактикоїд 22 %, у трьохлітків – 33 %. У особин носатого губана у віці 4 - 5 років гарпактикоїди можуть становити від 12 до 25 % загальної чисельності організмів. У молоді морської собачки і султанки – 90 % [5]. В деяких випадках кількість рачків у шлунках султанки становила від 64 до 151 екз. при максимумі 250 екз. [12]. Такі характеристики звичайні в природних умовах і наводяться авторами для різних районів Криму та Кавказу. Як показали дослідження [4,7], у молоді сингіля (*Mugil auratus*) 70 - 80 % харчових об'єктів також представлені гарпактикоїдами. У літній та осінній періоди її молодь використовує в їжу рачків всіх видів (планктонних і бентичних), але все ж віддає явну перевагу гарпактикоїдам. У молоді атерини (*Atherina mochon pontica*) гарпактикоїди можуть становити більшу частину харчового раціону. Так, навесні їх мальки харчуються дрібними гарпактикоїдами [12], зустрічаємість яких у шлунках становить 41,7 % (середня кількість на 10 шлунків – 4348 екз.). Гарпактикоїди активно споживаються в їжу бичками на ранніх стадіях розвитку. Так, основним об'єктом харчування годовиків бичка кругляка (*Neogobius melanostomus*) є гарпактикоїди, що можуть складати 68 % харчової грудки [3]. У шлунках *Gobius ophicephalus* і *Mesogobius batrachostrophalus* крім гарпактикоїд присутні поліхети, амфіподи, танаїдові, проте гарпактикоїди становлять більшу частину харчової грудки – 80 %. На ранніх стадіях розвитку в шлунку *Neogobius fluviatilis* гарпактикоїди можуть становити до 31 % їжі, у інших – до 46 % [6]. Самки чорноморської собачки в харчуванні віддають явну перевагу гарпактикоїдам, які становлять до 62,2 % в їх харчовій грудці серед інших груп безхребетних тварин. За даними [2], у самців рачки становлять лише 28,9 %. Аналіз харчових грудок у 2- і 3-літків показав, що і в першому, і в другому випадках у складі їжі чорноголової собачки переважають гарпактикоїди (56,2 і 45,5 %, відповідно). Таке ж значне місце займають гарпактикоїди в харчуванні молоді морської довгощупальцевої собачки [5]. У зубарика розміром 7,2 - 17,5 мм з 15 форм харчового спектру основне значення мають гарпактикоїди – 58,6 % за масою та 26,4 % за чисельністю. Основу харчування рябчика (*Crenilabrus grascus L.*), як у годовиків, так і у дволітків, складають гарпактикоїди – 60 і 20 % відповідно [7].

Нематоди за калорійністю близькі до ракоподібних, проте вони у зв'язку зі своїм способом життя важко доступні для гідробіонтів. Досить довго вважалося, що нематоди непривабливі для хижаків і тому є тупиковою ланкою трофічного ланцюга. В основному, нематоди грають роль конкурентів макрофауни за первинні харчові ресурси, а також роль харчових стабілізаторів ґрун-

ту, не вносячи прямого внеску на вищий рівень трофічної піраміди в морі [15]. Це справедливо лише частково: зараз з'ясовано, що нематодами, звичайно, теж харчуються різні безхребетні та риби. Нематоди вбудовані в харчові мережі донного населення моря. Вони атакуються багатьма тваринами міофауни, які не набагато більші за свої жертви. До таких хижаків відносяться, наприклад, багато турбеллярій, аннеліди (в останніх також мейобентосні личинкові стадії), деякі артроподи [13]. Нематодами інтенсивно харчуються рухливий одиночний поліп *Protohydra leuckarti* [14, 16]. Переважно нематодами харчуються турбеллярії сімейства Monocelididae (Proseriata). Нематоди також є основним або додатковим об'єктом живлення в хижих хоботкових турбеллярій *Kalyptorhynchia* [8]. Нарешті, нематоди вибірково пойдаються іншими, хижими нематодами.

Безумовно, представники макрозообентосу на ранніх стадіях розвитку (псевдомейобентос) мають дуже велике значення як кормовий об'єкт для молоді риб придонного та донного комплексів. Це зумовлено тим, що вони за калорійністю не поступаються ракоподібним.

Метою роботи було оцінити на основі багаторічних досліджень у північно-західній частині Чорного моря стан мейобентосу як кормового об'єкту для молоді придонного та донного комплексів. Багатолітня динаміка формування кормового мейобентосу була проаналізована на прикладі матеріалів, зібраних у різні роки цього та минулого сторіччя у передгирлових районах Дунаю та Одеського регіону.

Основна частина

На рівні пелагічних та бентосних угруповань у північно-західній частині Чорного моря в останні роки з'явились ознаки покращення екологічної ситуації. Якщо до середини 80-х рр. мейобентосне угруповання носило форамініферно-нематодний характер, то в теперішній час основна роль у формуванні кількісних показників поступово повертається до нематод і ракоподібних. У північно-західній частині Чорного моря вільноживучі нематоди є однією з домінуючих груп мейобентосу [10]. Інтерес до фауни вільноживучих нематод узмор'я української дельти Дунаю пов'язаний як з їх малою вивченістю, так і високим ступенем евтрофікації цього району Чорного моря [1]. Збільшується (до декількох десятків тис. екз./м²) чисельність молоді двостулкових молюсків і поліхет, що робить мейобентос ціннішим у кормовому для гідробіонтів відношенні. У останні п'ять років за рахунок скорочення розвитку простіших загальна чисельність мейобентосу різко скоротилася, а середні показники біомаси, великою частиною якої є представники ракоподібних і молоді макрозообентосних форм, зросли в 1,5 рази в порівнянні з 90-ми роками.

Аварделята Дунаю

Аналіз кількісних характеристик мейобентосу в передгирлових акваторіях Дунаю в різні за водністю роки показав, що збільшення або зменшення спільної чисельності організмів не залежить від величини річкового стоку. Практично однакові показники приурочені до років максимального і мінімального стоків. Інша картина спостерігається при формуванні спільної біомаси мейобентосу. Максимальні показники в даний період характерні для середнього об'єму стоку, а мінімальні – при низьких показниках величин об'єму річкового стоку. Чітка залежність щільності поселень і об'єму річкового стоку просліджується у гарпактикоїд. Аналіз показників кормового мейобентосу п'яти років показав, що мінімальними вони були в 2003 - 2004 рр. У 2003 р. основну масу чисельності організмів складав евмейобентос, серед представників якого переважали нематоди (54,8 %) і гарпактикоїди (35,2 %), відповідно.

Доля представників псевдомейобентосу складала 9,2 % від загальної кількості організмів. Проте, їх участь у формуванні спільної біомаси була досить значною – 45,1 %, велика частина якої відносилася до поліхет.

У 2004 р. загальна щільність евмейобентосу (в середньому 62300 ± 14200 екз./м²) була сформована практично нематодами і гарпактикоїдами 41,8 і 40,0 % відповідно. Вони складали 82,7 % від загальної чисельності постійного компоненту. Частка псевдомейобентосу в загальній біомасі була значною і складала 52,0 %. При цьому необхідно відзначити, що загальна чисельність і біомаса кормового мейобентосу різко знизилися в порівнянні з попереднім роком (спільна чисельність в 4, а біомаса – 2,6 рази).

У подальші три роки, як видно на представленому графіку (рис. 1), загальна чисельність і біомаса зростають за рахунок інтенсивного розвитку гарпактикоїд і нематод. За рахунок ракоподібних в основному і відбувалося збільшення біомаси мейобентосу. Так, в 2007 - 2008 рр. їх доля в спільній чисельності складала в середньому 57,0 і 37,0 % відповідно від спільної чисельності мейобентосу, в то же час у спільній біомасі значення їх було ще вище: 77,8 і 70,4 %, відповідно.

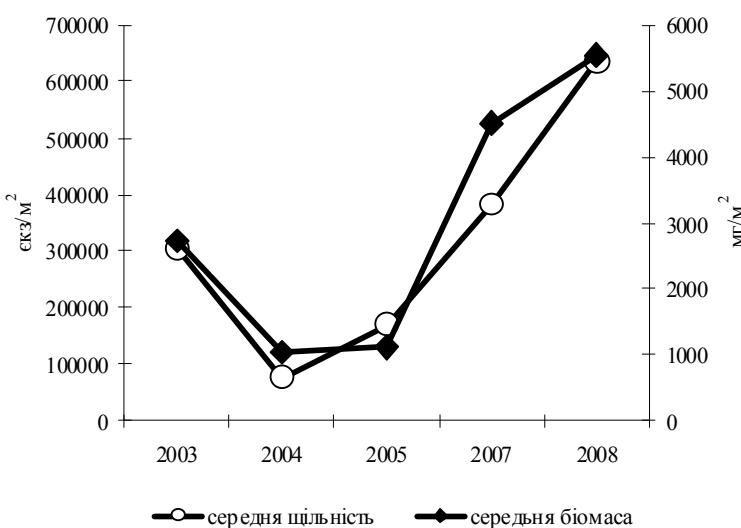


Рисунок 1 – Міжрічна динаміка кількісних показників кормового мейобентосу у передгирловій ділянці р. Дунай

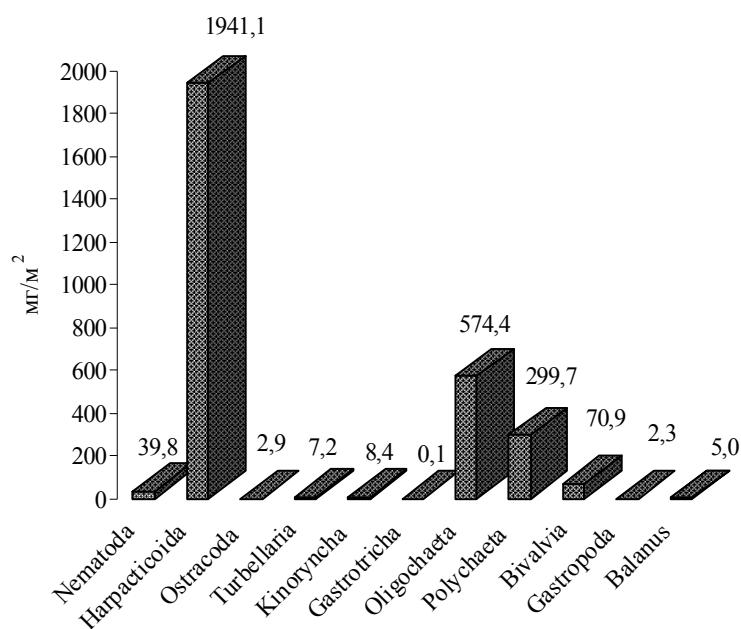


Рисунок 2 – Середні багаторічні показники біомаси представників мейобентосу

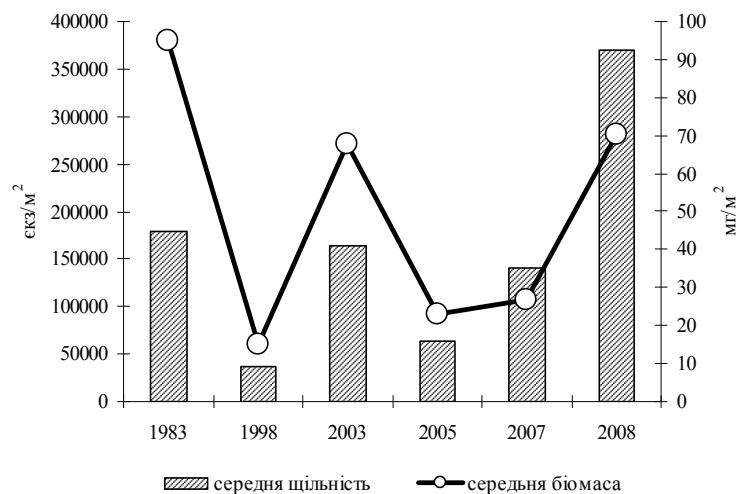


Рисунок 3 – Динаміка середньої щільноті та біомаси нематод в різні роки в узмор'ї дельти Дунаю

Аналіз середніх багаторічних показників чисельності мейобентосу за даний період показав, що в пригирловому районі Дунаю вона формувалася в основному за рахунок евмейобентосу, частка якого складала в середньому 94 %. У ньому переважали нематоди і гарпактикоїди. Середній багаторічний показник долі псевдомейобентосу в спільній біомасі мейобентосу склав 32 %. Ці кількісні показники майже в 2 рази вищі, ніж аналогічні в даному районі в останній чверті минулого століття. Таким чином, у новому столітті у районі, що розглядається, у порівнянні з попереднім періодом показники значно поліпшилися. Раніше (середина 90-х рр.) у передгирловому районі Дунаю домінували за чисельністю по черзі форамініфири та нематоди в залежності від формування у цій частині моря гіпоксії. Але і в тому, і в іншому випадках представники найбільш значущих кормових об'єктів грали дуже низьку роль в формуванні загальної чисельності та біомаси мейобентосу.

Середній багаторічні показники (2005 - 2009 рр.) виразно свідчить про те, що в дані 5 років біомаса кормового мейобентосу сформована в основному групами (гарпактикоїди, олігохети, поліхети і молюски), найбільш цінними за по калорійністю і найбільш споживаними молоддю риб (рис. 2).

У північно-західній частині Чорного моря вільноживучі нематоди є однією з домінуючих груп мейобентосу [10]. Інтерес до фауни вільноживучих нематод узмор'я української дельти Дунаю пов'язаний як з їх малою вивченістю, так і високим ступенем евтрофікації цього району Чорного моря [1].

При порівнянні середніх показників щільноти нематод у різні роки відмічений їх стрибкоподібний розвиток (рис. 3).

Так, в 1983 р. у досліджуваній акваторії було зареєстровано 30 видів нематод. Їх кількісні показ-

ники варіювали від 3100 до 682500 екз./м², склавши в середньому 179553 ± 52420 і $94,9 \pm 31,3$ екз./м². У час зйомки 1998 р. зафікований 32 види нематод, кількісні показники варіювали від 950 до 147500 екз./м², склавши в середньому лише 36609 ± 8436 і $15,1 \pm 3,8$ екз./м². У 2003 р. спостерігалося зменшення числа зафікованих видів (14), при цьому щільність нематод варіювала від 9182 до 593809 екз./м², склавши в середньому 163865 ± 71920 і $67,8 \pm 32,1$ екз./м². Під час зйомки 2005 р. зафіковано 34 види і зменшення середньої щільності нематод 64178 ± 18248 і $23,0 \pm 6,7$ екз./м². У 2007 р. було виявлено 40 видів нематод, кількісні показники варіювали від 0 до 870500 екз./м², склавши в середньому 141323 ± 14300 і $26,9 \pm 4,8$ екз./м². У 2008 р. у досліджуваному районі кількість видів нематод склала 29, проте їх кількісні показники були високими, варіюючи від 7500 до 1280000 екз./м² (369399 ± 57300 і $70,2 \pm 22,8$ екз./м²).

Одеський морський регіон

Процеси формування бентосу в даній акваторії багато в чому схожі з такими для всього північно-західного шельфу, що знаходиться під впливом одних і тих же природних і антропогенних чинників. У зв'язку з цим, по характеристиках кормового мейобентоса в даному районі можна судити про формування його на північно-західному шельфі Чорного моря. Розподіл представників різних груп мейобентосу та щільноті їх поселень нерівномірне в межах одеського морського регіону, що можна пояснити мозаїчністю умов морського середовища в бенталі: типу ґрунту, кількістю розчиненого кисню у придонних шарах води, динамікою течій та інше.

Дані 1994 - 1996 рр. показують, що значних коливань в показниках щільності поселень і біомаси мейобентосу у різні роки не спостерігалося. Чисельність гарпактикоїд у цей період коливалась від 23580 до 36080 екз./м², частка їх у спільній чисельності варіювала від 15 до 25 %. Чисельність псевдомейобентосу протягом даних 3 років коливалась від 1958,3 до 4703,7 екз./м², найбільшу значущість він мав в 1996 р., складаючи 8 % від загальної кількості організмів. Необхідно відзначити, що велика частина чисельності псевдомейобентосу була сформована олігохетами. У подальші роки минулого століття спільна чисельність кормового мейобентосу складала 69530 - 142890 екз./м². Біомаса не перевищувала 630 мг/м².

З трьох років спостережень у новому тисячолітті (2005 - 2007 рр.) максимальний середньорічний показник чисельності кормового мейобентосу відмічений у 2006 р., коли була зафікована висока щільність поселень гарпактикоїд (172610 екз./м²), але при цьому вони складали лише 10 % від загальної кількості мейобентосу, що майже в 2 рази нижче, ніж в попередні роки спостережень (рис. 4). Але у формуванні загальної біомаси вони мали велике значення, складаючи більше 60 % від загального показника евмейобентосу. Треба зазначити, що 2006 р. характерний відносно високим середньорічним показником чисельності та біомаси псевдомейобентосу (2342 мг/м²), близько 50 % якого належало представникам багатощетинкових черв'яків. У загальній біомасі мейобентосу він складав близько 10 %. Необхідно відзначити, що в 2005 р., коли біомаса псевдомейобентосу була на рівні кінця минулого століття, його частка в загальній біомасі кормового мейобентосу була вища (12,3 %). Таким чином, в Одеському регіоні найбільш сприятливим для розвитку кормового мейобентосу за показниками чисельності і біомаси був 2006 рік.

Протягом 2009 - 2010 рр. спостереження мейобентосу проводили на різних типах ґрунту. Мейобентос Одеського району представлений характерними для мейобентосних, єв- і псевдомейобентосом організмів. Серед них нематоди зустрічаються повсюдно і представляють одну з домінуючих груп за чисельністю, складаючи на різних типах ґрунту і в різni сезонах від 14,8 до 91,3 %. Характерною особливістю мейобентосу Одеського району весняного періоду 2009 р. Як і в Придунайському районі, був значний розмах варіювання показників загальної чисельності та біомаси його представників. Незважаючи на те, що в даний період було зареєстровано 8 груп, на більшості станцій представлені 2 - 3 з них. На більшості станцій зустрічалися

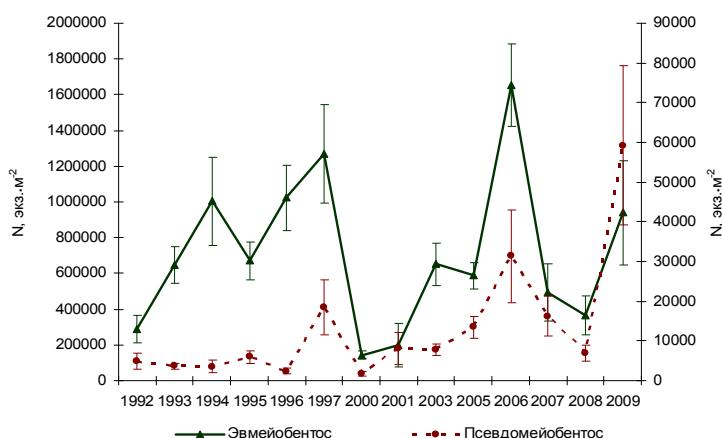


Рисунок 4 – Багаторічна динаміка чисельності (екз./м²) та біомаси (мг/м²) єв- і псевдомейобентосу у Одеському морському регіоні

лише нематоди, гарпактікоїди і поліхети. Як було сказано вище, в новому столітті, коли відбулася зміна домінування нематодно-форамініферного комплексу на нематодно-гарпактікоїдний, копеподи стали грати більш суттєву роль у формуванні чисельності і біомаси мейобентосу.

Особливо це стосується ролі гарпактікоїд у формуванні загальної біомаси мейобентосу (рис. 5). Показники щільності поселень нематод носили мозаїчний характер (0 - 338000 екз./м²). Максимальні значення щільності нематод відмічені лише на декількох станціях. У більшості випадків показники щільності нематод були невеликими (до 50000 екз./м²). У червні 2010 р. якісний склад мейобентосу визначали 12 груп, з яких повсюдно були присутні тільки нематоди і гарпактікоїди і на більшості станцій, олігохети, поліхети. Домінували за чисельністю на всій акваторії нематоди, значно варіюючи (3000 - 1125000 екз./м²). Їх частка у загальній чисельності мейобентосу склала в середньому 78,9 %.

Кількісні показники і процентне співвідношення нематод значно варіювали за роками як в залежності від складних гідрохімічних і гідрологічних умов в різні сезони, так і від характеру ґрунту. Дослідження мейобентосу показують, що протягом різних сезонів щільність поселень нематод зазнає значних змін (рис. 6).

Максимальні їх кількості відзначалися в літній період. У цілому, чіткого впливу сезонності на кількісні зміни нематод не відзначено. Мабуть, існування численних факторів, таких як тип ґрунту, зміна температури протягом сезону, різні цикли розмноження тварин, наявність їжі – все це впливає на кількісні характеристики. Коливання чисельності нематод у різні роки також обумовлені змінами різних факторів середовища в період збору проб. Серед розмаїття видів нематод, характерних для досліджуваного району, можна виділити лише кілька, які переважають за чисельністю, іноді навіть значно, над іншими видами, будучи керівними формами для цієї спільноти.

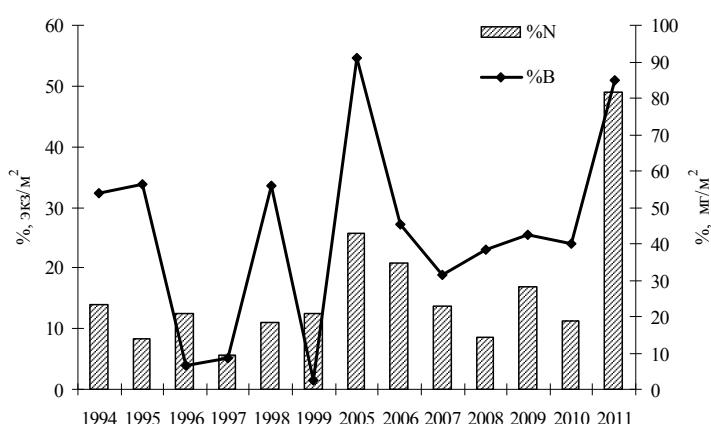


Рисунок 5 – Доля гарпактікоїд в загальній чисельності (екз./м²) та біомасі (мг/м²) мейобентосу

Для Одеського району до них можна віднести такі види, як *Sabatieria pulchra* і *Terschellingia pontica*. Ці види поряд з субдомінантними (*Sphaerolaimus ostreae*, *Neochromadora poecilosomoides*) також масовими, але поступаються за чисельністю, служать показником гідробіологічних умов середовища проживання (забруднення). Ці види є ключовими в даному районі, навколо яких у різних поєднаннях групуються інші. Також серед усіх нематод вони створюють основну частку кормової бази для гідробіонтів. Середня біомаса мейобентосу у Одеському регіоні у 2010 р. складала 2,04 г/м².

Дунайське узмор'я та одеський морський регіон, як і весь північно-західний шельф Чорного моря, мають велике значення для проходження ранніх стадій онтогенезу риб придонного та донного комплексів. Більша частина його успіху належить кормовій базі, яку у даному випадку забезпечує мейобентос. Багаторічні дослідження дозволили зробити порівняльний аналіз формуванню її показників у кінці минулого та в першій декаді теперішнього століття. Вивчення таксономічного складу та кількісних показників мейобенто-

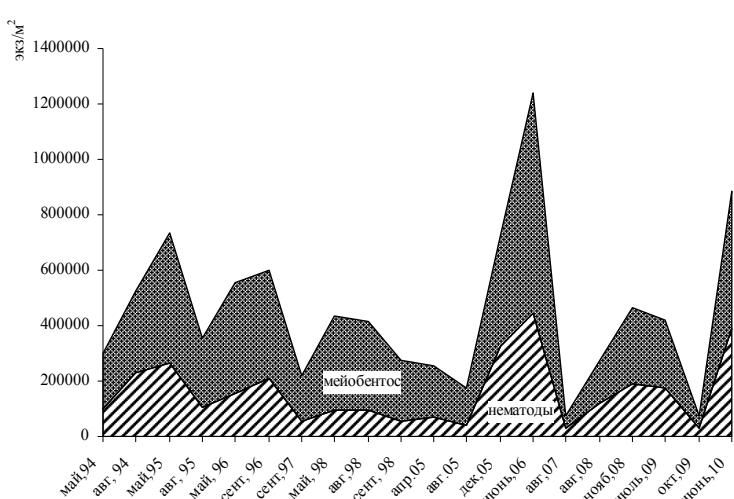


Рисунок 6 – Динаміка середньої щільності мейобентосу і нематод в Одеському регіоні

су за останні дводцять років показало, що кормова цінність мейобентосу значно зросла в 2000 - 2010 рр. за рахунок зміни його домінуючих комплексів – з нематодно-форамініферного на наматодно-гарпактикоїдний.

Література

1. *Вороб'єва Л.В., Кулакова И.И.* Пространственно-временная изменчивость мейобентоса Жебриянской бухты // Экология взморья украинской дельты Дуная. – Одесса: Астропrint, 1998. – С. 262 - 2275.
2. *Гордина А.Д., Дука Л.А.* Питание и пищевые взаимоотношения личинок молоди рыб прибрежных зарослевых биоценозов Черного моря // Биология промысловых рыб и беспозвоночных на ранних стадиях развития : тез. докл. – Мурманск, 1974. – С. 76 - 77.
3. *Дука Л.А.* Питание молоди бычков (Gobiidae) // Тр. Севастоп. биол. станции. – 1959. – 12. – С. 297 - 317.
4. *Дука Л.А.* Питание и пищевые взаимоотношения личинок и молоди рыб некоторых экологических группировок в биоценозе цистозиры Черного моря // Биология моря. – К.: Наукова думка, 1973. – Вып. 31. – С. 46 - 70.
5. *Дука Л.А.* Трофические комплексы личинок и мальков рыб в прибрежной зарослевой зоне Черного моря // Вопр. ихтиологии. – 1978. – 18, № 1. – С. 43 - 53.
6. *Дука Л.А.* Питание шельфовых рыб в морях Средиземноморского бассейна. – К.: Наукова думка, 1988. – 193 с.
7. *Дука Л.А., Гордина А.Д.* Видовой состав и питание молоди рыб Черного моря в зарослях цистозиры / / Биология моря. – К.: Наукова думка, 1971. – Вып. 23. – С. 133 - 159.
8. *Евдонин Л.А.* Хоботковые ресничные черви фауны СССР и сопредельных стран. – Фауна СССР : Турбеллярии. – Л.: Наука, 1977. – Т. 1, вып. 1. – 400 с.
9. *Киселева М.И., Славина О.Я.* Качественный состав и количественное распределение макро- и мейобентоса у северного побережья Кавказа // Бентос. – К.: Наукова думка, 1965. – С. 62 - 80.
10. *Кулакова И.И.* Свободноживущие нематоды северо-западной части Черного моря / Отв. ред. Ю.П. Зайцев, Б.Г. Александров, Г.Г. Миничева // Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – К.: Наукова думка, 2006. – Раздел II : Гл. 6 (2). – С. 25 - 31; Раздел II : Гл. 6(2). – С. 254 - 260; Раздел III : Гл. 1(4). – С. 358 - 422.
11. *Миронова Н.В.* Веслоногие раки подотряда Nephropoidea как пища молоди тресковых рыб // Докл. АН СССР : Нов. сер. – 1951. – 79, № 5. – С. 14 - 17.
12. *Трифонов Г.П.* Питание молоди некоторых видов рыб в прибрежной зоне Черного моря у Карадага // Тр. Карадаг. биол. станции. – 1960. – Вып. 16. – С. 43 - 69.
13. *Elmgren R.* Baltic benthos communities and the role of meiofauna // Contributions of the Askö Laboratory, University of Stockholm, Sweden. – 1976. – Vol. 14. – Pp. 1 - 13.
14. *Heip C., Smol N.* On the importance of *Protohydra leuckarti* as a predator of meiobenthic populations / G. Personne, E. Jaspers (eds) // Proceedings of 10th European Marine Biology Symposium (Ostend, Belgium). – 1976. – Vol. 2. – Pp. 1285 - 1296.
15. *Heip C., Vincx M., Vranken G.* The ecology of marine nematodes // Oceanography and Marine Biology Annual Review (London). – 1985. – Vol. 23. – Pp. 399 - 489.
16. *Ott J.A.* Determination of fauna boundaries of nematodes in an intertidal sand flat // Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie. – 1972. – Bd. 57, No. 4. – Pp. 645 - 663.
17. *Peres J.M.* Oceanographie biologique et biologie marine // T. J. La vie benthique. – Paris, 1961. – 9, No 3. – Pp. 33 - 38.

ДВУСТВОРЧАТЫЕ МОЛЛЮСКИ В БИОМОНИТОРИНГЕ АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО БАССЕЙНА

Н. В. Панасюк

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт аридных зон Южного научного центра РАН, (ИАЗ ЮНЦ РАН)

С целью изучения степени антропогенного воздействия на водные экосистемы Черного и Азовского морей было исследовано влияние тяжелых металлов на двусторчатых моллюсков, являющихся биоиндикаторами загрязнения. Рассмотрена взаимосвязь содержания металлов в тканях с физиологической устойчивостью особей из областей с разной степенью загрязненности. Данные мониторинга свидетельствуют о постепенном улучшении состояния экосистемы южной части Таганрогского залива.

Ключевые слова: тяжелые металлы, биоиндикатор, биомаркер, двусторчатые моллюски, физиологический стресс

Одними из важнейших загрязнителей, оказывающих влияние на экосистему и аккумулирующиеся в морских организмах Азово-Черноморского бассейна, являются тяжелые металлы (ТМ) [6].

Двусторчатые моллюски, действующие подобно закрепленному фильтру, часто рассматриваются в качестве индикаторов острого и хронического загрязнения среды их обитания. Мелкие моллюски, кроме того, часто являются кормовой базой рыб, крупные - могут использоваться в кулинарии, поэтому изучение содержания ТМ в них актуально для рыбной промышленности и здравоохранения. Определение валового содержания металлов в тканях, однако, зачастую не дает представления о степени их биологической опасности для того или иного вида. Уровень патогенности влияния загрязнения среды на организм или популяцию может быть определен только через биологические ответы соответствующего уровня [14]. К сожалению, комплексных исследований, совмещающих определение концентрации ТМ в тканях, и оценку биологического состояния данного организма, в литературе описано крайне мало.

С целью изучения степени антропогенного воздействия на водные экосистемы Черного и Азовского морей было исследовано влияние ТМ (Cu, Ni, Zn, Fe, Pb) на двусторчатых моллюсков, являющихся биоиндикаторами загрязнения. В работе использован двухсторонний подход, включающий оценку степени загрязнения по содержанию ТМ в тканях моллюсков, а также оценку степени антропогенного воздействия по физиологической устойчивости к стрессу отдельных особей.

Материалы и методы

Мы исследовали локальные популяции беззубок (*Anodontia*), обитающих в прибрежных водах Очаковской косы (южная часть Таганрогского залива) ($47^{\circ}04'$ с.ш. $39^{\circ}10'$ в.д.) и мидий (*Mytilus galloprovincialis*) в прибрежных водах Таманского полуострова (мыс Панагия) ($45^{\circ}08'$ с.ш. $36^{\circ}36'$ в.д.), Мацесты ($39^{\circ}08'$ с.ш. $43^{\circ}55'$ в.д.), Сочи ($43^{\circ}35'$ с.ш. $39^{\circ}43'$ в.д.) и Гагры ($43^{\circ}17'$ с.ш. $40^{\circ}16'$ в.д.) в 2006 - 2010 гг. В местах сбора беззубок собирались так же сопутствующие им более мелкие двусторчатые – *Dreissena polymorpha*.

Анализ тяжелых металлов в мягких тканях осуществляли на атомно-абсорбционном спектрометре с электотермической атомизацией «Квант-ЗЭТА» производства ООО «КОРТЭК». Величины концентраций металлов выражены в мкг/г сухого веса.

Как известно, стресс проявляется в ничтожном сдвиге биохимических и физиологических параметров, вызванных изменениями среды, что обуславливает уменьшение способности индивидуума приспособиться к экологическим изменениям. В связи с этим в качестве биомаркера мы выбрали физиологическую устойчивость моллюсков в безводной среде. Фиксировалась продолжительность жизни моллюсков в безводной (стрессорной) среде до гибели последнего животного. По результатам наблюдений для каждой выборки были построены графики, подробно методика описана в ранних публикациях [11]. Данная методика («Stress on stress») успешно используется зарубежными исследователями [17], и представляется нам более легко воспроизводимой, чем схожая методика (воздействия анаэробным и аэробным стрессом), описанная в отечественной литературе [9].

Результаты и обсуждение

Содержание тяжелых металлов в моллюсках

Исследования беззубок и дрейссен в прибрежных водах Очаковской косы проводилось в летнее время с 2006 - 2010 гг. Самые высокие концентрации исследованных металлов зафиксированы в тканях двустворчатых в 2007 г. Содержание в мягких тканях моллюсков свинца, меди и цинка с периода 2006 - 2007 гг. снизилось к 2010 г. в 1,5 - 4 раза. В 2010 г. в моллюсках зафиксирована минимально за 5 последних лет содержание меди, железа, никеля и свинца. Дрейссены и беззубки имели общую тенденцию в накоплении большинства металлов, при этом, как правило, дрейссены накапливали в себе ТМ гораздо в больших концентрациях (рис. 1).

Мидии, собранные вблизи Мацесты, показали тенденцию к накоплению максимального количества 4-х из 5 исследуемых металлов, по отношению к остальным черноморским станциям. У мидий, собранных в прибрежных водах в окрестностях Сочи и Гагры, наблюдалась сходные показатели в накоплении металлов. Мидии этих пунктов содержали минимальное количество свинца, железа и цинка, по сравнению с другими станциями.

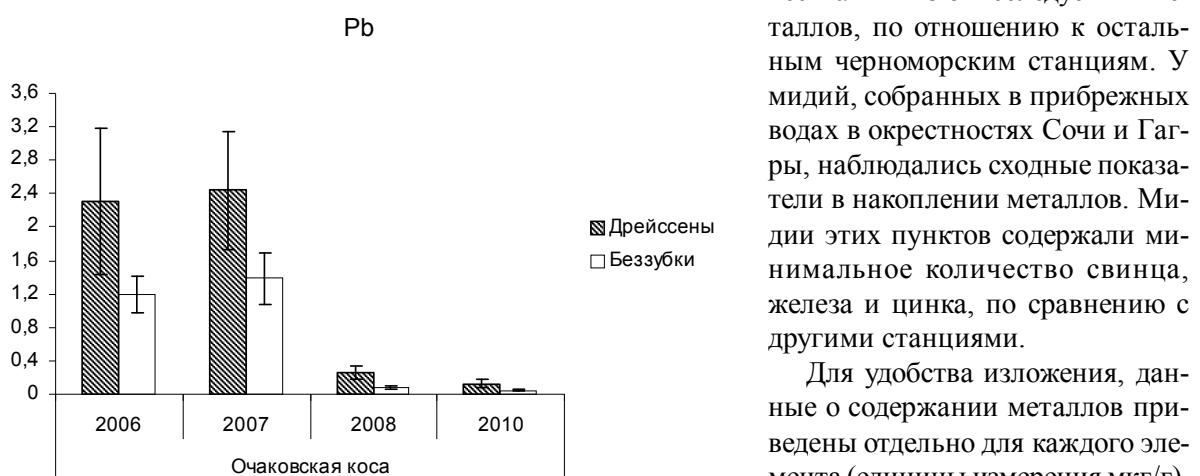


Рисунок 1 – Сравнение накопления свинца (мкг/г) в тканях моллюсков Unionidae и Dreissena Таганрогского залива (Очаковская коса)

Цинк. Содержание Zn было максимальным в тканях мидий, собранных в прибрежных водах вблизи Мацесты ($55,5 \pm 5,4$). На втором месте по накоплению этого металла находилась Панагия ($42,2 \pm 4,4$). Меньше всего цинка обнаружено в беззубках Таганрогского залива, в 2008 - 2010 гг. его содержание снизилось до минимальных значений ($9,2 \pm 1$) (рис. 2).

Никель. Содержание Ni было максимальным у мидий собранных в прибрежных водах Таманского полуострова в 2006 г. ($1,9 \pm 0,4$). В 2008 г. этот показатель сократился в 5 - 6 раз ($0,3 \pm 0,03$). На втором месте по содержанию меди находились мидии собранные вблизи Мацесты ($1,3 \pm 0,04$). На Очаковской косе максимальное содержание никеля отмечено в 2008 г. ($0,4 \pm 0,1$), минимальное в 2010 г. ($0,1 \pm 0,06$).

Медь. Содержание Cu было максимальным в тканях мидий, собранных в прибрежных водах вблизи Мацесты ($2,8 \pm 0,3$). В 2006 г. сопоставимый уровень наблюдался на Тамани, однако к 2008 г. он снизился примерно в 6 раз ($0,3 \pm 0,003$). Также достаточно высоким, по сравнению с

остальными станциями, содержание Cu было отмечено в тканях моллюсков из прибрежных вод Гагры ($1,9 \pm 0,6$). В районе Очаковской косы содержание меди изначально было достаточно низким, начиная с 2006 г. ($0,6 \pm 0,2$) и продолжало снижаться весь исследуемый период до 2010 г. ($0,2 \pm 0,03$).

Свинец. В 2006 - 2007 гг. содержание Pb достигало максимальных значений в тканях беззубок Очаковской косы ($1,4 \pm 0,3$). В 2008 -

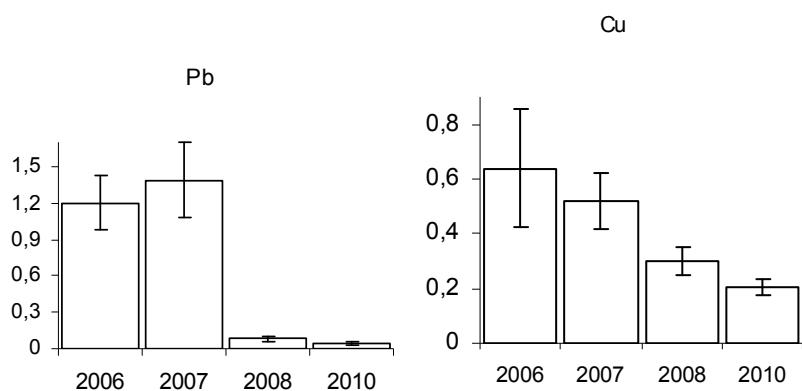


Рисунок 2 – Средние концентрации и стандартные отклонения свинца и меди (мкг/г), в тканях двустворчатых сем. Unionidae Таганрогского залива (Очаковская коса)

2010 гг. его содержание упало до минимальных значений ($0,04 \pm 0,01$). У мидий содержание Pb было максимальным у моллюсков, собранных в прибрежных водах вблизи Мацесты ($0,3 \pm 0,01$). Среднее для м. Панагия было незначительно ниже, однако отличие не было достоверным. На одинаково низком уровне Pb содержался в тканях мидий, собранных в прибрежных водах Сочи и Гагры ($0,1 \pm 0,01$).

Железо. Содержание Fe было максимальным в тканях мидий, собранных в прибрежных водах вблизи м. Панагия в 2008 г. (390 ± 61). На втором месте по накоплению этого металла находилась Мацеста ($295,7 \pm 13,7$). Содержание железа в беззубках Очаковской косы колебалось от 225 до 350 мкг/г, с максимумом в 2007 г. и с небольшим снижением к 2010 г. На фактически одинаково низком уровне Fe содержалось в тканях мидий собранных в прибрежных водах Сочи и Гагры (до 61 мкг/г).

Выживаемость в безводной среде. Минимальное время жизни на суше составляло 3 дня у мидий из Мацесты и 4 дня у мидий, обитающих в водах у м. Панагия, 5 дней у мидий, отобранных возле Гагры, и 4 дня у мидий, отобранных вблизи Сочи. Время гибели 50 % тестируемых особей (LD50) варьировало от 4,5 дней для популяции мидии близ Мацесты до 8,9 дней у группы из прибрежных вод в районе Гагры (рис. 3). Для м. Панагия LD50 составлял 8,3, для Сочи – 5,8. Максимальное время жизни на суше для особей из Мацесты, Сочи, м. Панагия и Гагры составляло 8, 9, 12 и 13 дней и соответственно.

Таким образом, мидии, обитающие вблизи Гагры и у мыса Панагия, демонстрировали более высокую жизнеспособность вне водной среды, в то время как моллюски, добывавшие в водах возле Мацесты, оказались более ослабленными. Как было показано выше, в тканях этих мидий наблюдалось повышенное содержание большинства исследуемых металлов. Следует отметить, что мидии, собранные недалеко от городского порта Сочи, показали достаточно низкую выживаемость в безводной среде.

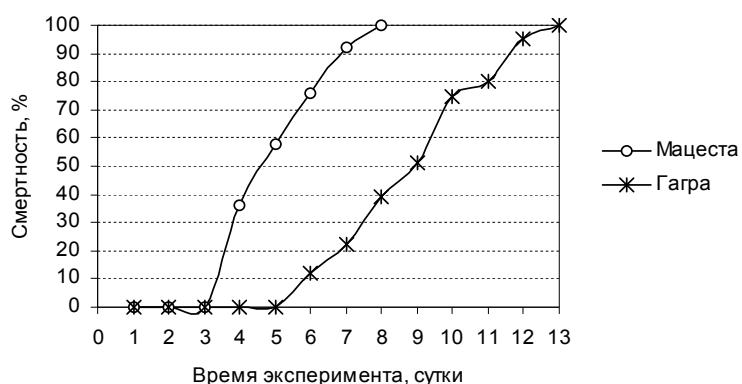


Рисунок 3 – Выживаемость *Mytilus galloprovincialis* из разных пунктов Черного моря в безводной среде

водной среде, несмотря на сравнительно низкое содержание тяжелых металлов. Низкое время жизни, на наш взгляд, могло быть вызвано воздействием других загрязнителей, определение которых не входило в задачу наших исследований. Показатель LD50 этих моллюсков, однако, значительно превышал аналогичный показатель мидий Мацесты, содержащих высокие концентрации ТМ металлов.

Минимальное время жизни на суше беззубок, собранных на Очаковской косе в 2006 - 2011 гг., увеличилось с 4-х до 10 дней, максимальное – с 13 до 15 дней (рис. 4). Показатель LD50 также увеличился с 7 до 12 дней. Таким образом, можно отметить, что за последние годы устойчивость

двустворчатых моллюсков к стрессорному воздействию существенно возросла, одним из факторов улучшения их состояния может являться понижение содержания в их тканях ТМ. Следует отметить, что в данном исследовании рассматривалась южная часть залива. Северная часть залива отмечалась нами ранее как более загрязненная [5].

В Азовском море мидии встречаются достаточно в небольших количествах, и обитают преимущественно в районах Молочного и Утлюкского лиманов [1], поэтому

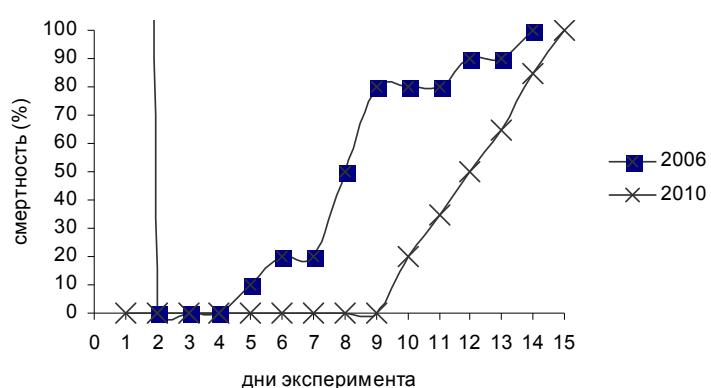


Рисунок 4 – Изменения выживаемости в безводной среде двустворчатых сем. Unionidae Таганрогского залива (сравнение наиболее разделенных по времени выборок)

му в мониторинге заливов Азовского моря мы использовали беззубок. Естественно, сравнивать степень загрязнения разных семейства моллюсков мы можем лишь условно, делая поправку на разную способность двустворчатых фильтровать и накапливать ТМ [10, 12]. Так же будет некорректно сравнивать время жизни на суше у разных семейств двустворчатых. Тем не менее, мы можем получить общее представление о распределении загрязнителя по побережью Черного и Азовского морей. Проводя многолетний мониторинг на одной территории, или сравнивая состояние одного семейства, взятого с разных пунктов, мы можем не только получать информацию о степени накопления ТМ в зообентосе, но и определить степень стрессированности бентосных форм на данной территории.

Наблюдаемая нами картина физиологического стресса у черноморских мидий во многом оказалась сходной с результатами, полученными для этого вида двустворчатых на Средиземном море [13]. Показатель LD50 мидий, собранных в заливе Сароникоз Эгейского моря, варьировал от 2,9 до 8,5 дней. Таким образом, показатели LD50 для черноморских мидий перекрывались в максимальном значении с показателями, характерными для наиболее устойчивых к обезвоживанию средиземноморских мидий.

Достаточно интересная картина проявляется при сравнении концентраций тяжелых металлов в тканях черноморских мидий, собранных на наших станциях, с концентрациями аналогичных металлов в мидиях, приведенных в литературе, в том числе зарубежными исследователями.

Концентрации никеля и цинка в средиземноморских мидиях из залива Сароникоз были выше, а железа – ниже, чем в изученных нами черноморских моллюсках этого вида и размера [13]. Мидии, собранные на Португальском побережье Атлантического океана [15] показали высокое содержание меди (превышающие показатели на исследованных нами точках в 1,5 - 2 раза) и цинка (превышающие показатели на исследованных нами точках в 4 - 7 раз). Содержание железа и никели было либо сопоставимо, либо несколько ниже показателей в наших исследованиях. Мидии, собранные на Турецком побережье Эгейского моря по содержанию цинка мало отличались от аналогичных показателей, полученных нами для Сочи и Гагры, хотя мидии Мацесты и м. Панагия показали более высокое накопление этого металла [16]. Концентрация меди у «турецких» мидий превышало аналогичный показатель у мидий собранных вблизи Сочи, однако было ниже показателя для м. Панагия, Гагры и Мацесты. Содержание свинца «турецких» мидий в несколько раз превышало показатели на исследованных нами точках. Следует отметить, что зарубежные авторы предлагали использовать исследованный участок Эгейского моря для выращивания мидий и других морепродуктов, как относительно экологически безопасный.

Исследования Казачьей бухты украинской части Черного моря выявили накопления тяжелых металлов (в мидиях) в 2 - 3 раза превышающие показатели на исследованных нами точках [4]. Исключение составляли мидии из Мацесты, содержащие железа в более высоких концентрациях, чем мидии Казачьей бухты, однако содержание железа в мидиях из Сочи и Гагры в среднем было значительно ниже, чем в Казачьей бухте. Исследования, проведенные перед Керченским проливом, недалеко от исследованной нами окрестности м. Панагия, показали более высокое содержание в мидиях меди, цинка и свинца [3]. Степень ослабления моллюсков в статьях не указывалась.

Что касается беззубок, то по нашим данным моллюски Очаковской косы содержали медь и цинк в значительно меньших концентрациях, чем беззубки реки Дон, впадающей в залив (исследования проводились значительно выше Ростова-на-Дону, в местах считающимися относительно слабо загрязненным) [10].

Содержание тяжелых металлов в двустворчатых исследованных нами пунктах не превышало ПДК [2].

Заключение

На основе полученных данных мы можем сделать вывод о неоднородности распределения тяжелых металлов в водах у побережья Азово-Черноморского бассейна, могло наблюдаться повышение содержание одного металла на фоне снижения содержания другого. Выживаемость в безводной среде отличалась у мидий и беззубок с разным содержанием ТМ. Используемый нами биомаркер позволяет определить степень воздействия загрязнения на бентосные организмы, в частности на двустворчатых семейств Unionidae и Mytilidae. Наши данные свидетельствуют о более низком показателе устойчивости в условиях стресса вызванного помещением в безводную среду мидий из прибрежных вод Мацесты. Также низкой выживаемостью отличались моллюски Таганрогского залива, при повышенном содержании в их тканях ТМ (первые годы исследования). Можно предположить, что одним из факторов стресса является высокое содержание в воде

исследуемых станций свинца, цинка которые характеризуются медленным выведением из организма и обладают токсическим и мутагенным действием. Понижение концентрации этих металлов в тканях моллюсков Очаковской косы в 2008 - 2010 гг. сопровождалось повышением жизнеспособности двустворчатых, что может свидетельствовать о нормализации экологической ситуации в южной части Таганрогского залива.

Благодарности

Авторы выражают искреннюю благодарность сотруднице Междисциплинарной аналитической лаборатории ИАЗ ЮНЦ РАН Е. Г. Алешиной за помощь в определении содержания тяжелых металлов в тканях моллюсков, использованных в данном исследовании.

Литература

1. Анистратенко В.В., Халиман И.А., Анистратенко О.Ю. Моллюски Азовского моря. – К.: Наукова Думка, 2011. – 170 с.
2. Беляев М.П., Гнеушев М. И., Глотов Я.К., Шамов О.И. Справочник предельно допустимых концентраций вредных веществ в пищевых продуктах и среде обитания. – М.: Наука, 1993. – 78 с.
3. Денисов В.И. Черноусов С.Я., Кузнезов А.Н., Лукьяненко А.Д. Аккумуляция микроэлементов черноморской мидией и рапаной // Экологические проблемы. Взгляд в будущее : Сборник конференции. – Ростов н/Д, 2005. – С. 35 - 37.
4. Козинцев А.Ф. Сезонная динамика содержания тяжелых металлов в мидии (*Mytilus galloprovincialis*) из бухты Казачья Черного моря // Морський екологічний журнал. – 2006. – Т. V, № 4. – С. 41 - 46.
5. Лебедева Н.В., Панасюк Н.В. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) в биоиндикации загрязнения вод в бассейне Азовского моря // Доклады Академии Наук. – 2011. – Т. 436, № 4. – С. 569 - 573.
6. Матишиов Г.Г., Горгопа Ю.М., Бердников С.В., Джценюк С.Л. Закономерности экосистемных процессов в Азовском море. – М.: Наука, 2006. – 304 с.
7. Матишиов Г.Г., Польшин В.В., Ильин Г.В., Новенко Е.Ю., Карагеоргис А. Закономерности литохимии и палинологии современных донных отложений Азовского моря // Вестник ЮНЦ РАН. – 2006. – Т. 2, № 4. – С. 38 - 51.
8. Никаноров А.М. Современное состояние и тенденции долговременных изменений качества поверхностных вод суши Азово-Черноморского бассейна // Вестник ЮНЦ РАН. – 2004. – Пилотный вып. – С. 61 - 70.
9. Никифоров С.М., Будник А.А. Отбор по аллозимным локусам у тихоокеанской мидии *Mytilus trossulus* в условиях стресса // Биология моря. – 2004. – Т. 30, №1. – С. 54 - 59.
10. Панасюк Н.В. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) и *Pseudanodonta complanata* (Ziegler in Rossmaessler, 1835) в биоиндикации загрязнения вод в бассейне Азовского моря // Изучение и освоение морских и наземных экосистем в условиях арктического и аридного климата ЮНЦ РАН : материалы международной конференции. – Ростов н/Д, 2011. – С. 82 - 84.
11. Панасюк Н.В., Лебедева Н.В. Мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819) в биоиндикации загрязнения Черного моря // Вестник ЮНЦ РАН. – 2008. – Т. 4, № 4. – С. 68 - 74.
12. Соловых Г.Н., Минакова В.В., Карнаухова И.В., Павловская В.В. Сравнительное исследование аккумуляции тяжелых металлов двустворчатыми моллюсками семейств Unionidae и Dreissenidae // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2009. – № 6. – С. 348 - 350.
13. Catsiki V.A., Kozanoglou C., Strogloudi E. Monitoring of the effects of pollution along the Saronikos gulf : Report 2001 – 2002. NCMR. – 2003. – 51 p.
14. Kefaloyianni E., Gourgou E., Ferle V., Kotsakis E., Gaitanaki C., Beis I. Acute thermal stress and various heavy metals induce tissue-specific pro- or anti-apoptotic events via the p38-MAPK signal transduction pathway in *Mytilus galloprovincialis* (Lam.) // J. Experimental Biology. – 2005. – V. 208. – Pp. 4427-4436.
15. Machado L. M., Bebianno M. J., Boski T. and Moura D. M. Trace metals on the Algarve coast, II: Bioaccumulation in mussels *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) // Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 1999 – V. 15, № 1 – 4. – Pp. 465 - 471.
16. Ugur S. Trace metal levels in mussels (*Mytilus galloprovincialis* L. 1758) from Turkish Aegean Sea coast // Environmental Monitoring & Assessment. – 2006. – V. 114. – № 1 - 3. – Pp. 273 - 286.
17. Viarengo A., Canesi L., Petrica M., Mancinelli G., Accomando R., Smaal A.C., Orunesu M. Stress on stress response: a simple monitoring tool in the assessment of a general stress syndrome in mussels // Marine environmental Research. – 1995. – V. 39. – Pp. 245 - 248.

УДК 597.556:591.5(210.7)(262.5)(423.7)

**СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАПАНЫ ЖИЛКОВАТОЙ
RAPANA THOMASIANA THOMASIANA CROSSE, 1861 В ПРИБРЕЖНЫХ
 ВОДАХ ОСТРОВА ЗМЕИНЫЙ (СЗЧМ)**

С. М. Снигирев

Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова

В данной работе представлены результаты исследований современного состояния хищного моллюска рапаны жилковатой в прибрежных водах острова Змеиный (северо-западная часть Черного моря). Показаны распределение, возрастной состав и размерно-массовые характеристики рапаны в период исследований 2004 - 2011 гг. Отмечено снижение размеров разнополых особей старших возрастных групп в период исследований. Показано уменьшение численности особей рапаны, высота раковины которых превышает 50 мм.

Ключевые слова: остров Змеиный, рапана, возрастной состав, размерно-массовая характеристика

Рапана жилковатая (рапана Томаса) *Rapana thomasianna thomasianna Crosse, 1861* [=*Rapana venosa* (Valenciennes, 1846)] относится к роду *Rapana* Schumacher, 1817, семейству Thaididae, отряду Hamiglossa [1, 2, 6]. В Черном море рапана достигает половозрелости в возрасте 2 лет, длина моллюсков при этом составляет 3,5 - 7,8 см (в среднем 5,8 см). Продолжительность жизни рапаны может превышать 10 лет [1]. Период нереста растянут с июня до конца сентября, и достигает максимума в июле - августе [6]. Самки откладывают яйца, которые заключены в удлиненные, стручковидные, плотные коконы (капсулы) с расширенной подошвой. Количество яиц в одной капсule колеблется от 200 до 1000, количество капсул в одной кладке – от 50 до 300. Таким образом, одна самка продуцирует от 179000 до 400000 яиц [1, 6]. Особи рапаны растут быстро и к концу первого года жизни достигают длины 20 - 40 мм. На втором году жизни, после наступления половозрелости, рост незначительно замедляется. По данным В. Д. Чухчина (1984), в Севастопольской бухте размеры двухлетних рапан достигают в среднем 64,6 мм, трех-, четырех- и пятилетних – 79,4, 87,5 и 92,1 мм соответственно [6]. При недостатке пищи наблюдается замедление роста. Одновременно со снижением темпа роста происходит значительное уменьшение минимальных размеров половозрелых особей [6]. По типу питания рапана относится к всеядным хищникам. В определенных условиях особи могут питаться трупами других животных [6]. Интенсивность питания рапаны составляет 15 - 140 мг/г живой массы и зависит от размеров моллюсков, а также абиотических факторов. Рапану принято относить к видам-космополитам, хотя ее нативный ареал включает Японское, Желтое и Восточно-Китайское моря [1]. Впервые в Черном море особей рапаны обнаружили в 1947 г. К 1961 г., не встречая ни конкурентов, ни врагов, эти моллюски расселились практически по всему Черному морю [1, 2, 6]. В настоящее время данный вид гастропод является одной из наиболее обычных и массовых форм прибрежных сообществ Черного моря [1], в том числе и в прибрежных водах острова Змеиный [3 - 5].

В настоящей работе использованы материалы исследований, проведенные на научно-исследовательской станции «Остров Змеиный» Одесского национального университета имени И.И. Мечникова, которые финансировались МОН Украины (2003 - 2011 гг.) и частично поддерживались в 2009 - 2011 гг. проектом ENVIROGRIDS программы FP7. В работе использованы результаты обработки проб, отобранных в 2004 - 2005 гг. В. Н. Чичкиным и А. П. Куракиным [3, 5]. В 2008 - 2011 гг. визуальные наблюдения и отбор особей рапаны проводился автором с использованием легководолазного оборудования. Пробы отбирали в прибрежных водах острова на глубине от 0,5 до 25,0 м. Изучали возрастной и размерно-массовый состав рапаны, распределение особей в прибрежных водах на различных субстратах, оценивая среднее количество особей на 1 м².

Анализ полученных результатов показал, что распределение особей рапаны на различных глубинах в прибрежных водах о. Змеиный в течение всего периода исследований было неравномерным. Наибольшая численность особей разного пола, размера и возраста (от 30 до 120 экз./м²) была отмечена на каменистом субстрате на глубине от 3,0 до 12,0 м в местах скопления мидий (более 60 % покрытия субстрата). На ракушечном, песчаном и илисто-песчаном субстратах численность этого вида не превышала 3 экз./м².

Важно отметить, что наибольшие скопления рапаны (свыше 30 экз./м²) и мидии размером створок 1,5 - 2,0 см (более 75 % покрытия субстрата) в 2004, 2009 и 2010 гг. были обнаружены на глубине от 8 до 12 м, а в 2008 и 2011 гг. – на глубине от 3 до 5 м (рис. 1). При этом в летний период

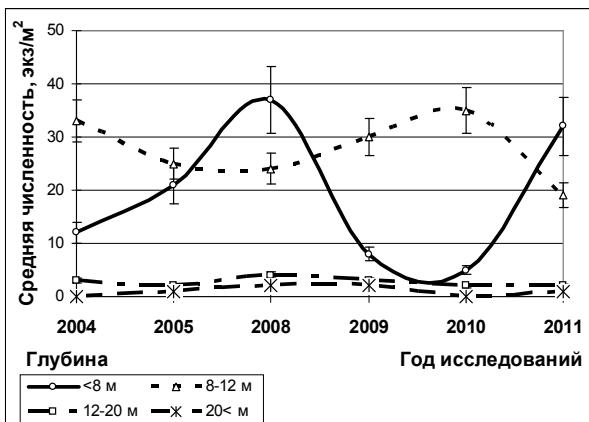


Рисунок 1 – Распределение особей рапаны в прибрежных водах о. Змеиный в период 2004 - 2011 г.

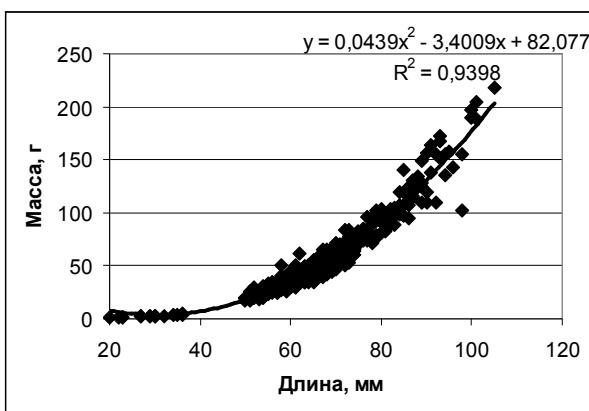


Рисунок 2 – Размерно-массовые характеристики рапаны в прибрежных водах о. Змеиный в период 2004 - 2005 гг.

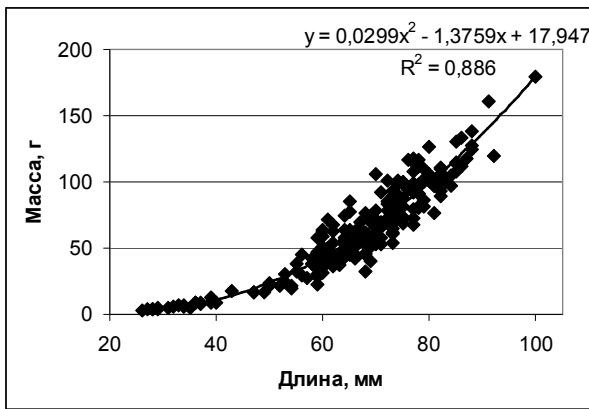


Рисунок 3 – Размерно-массовые характеристики рапаны в прибрежных водах о. Змеиный в период 2010 - 2011 гг.

2011 гг.) в прибрежных водах о. Змеиный уменьшается количество особей рапаны, высота раковины которых превышает 50 и, особенно, 100 мм (рис. 5).

На наш взгляд, это свидетельствует о некоторой стабилизации численности рапаны, что, вероятно, является следствием деградации ее кормовой базы в прибрежных водах острова.

С экологической точки зрения рапана снижает эффективность функционирования экосистемы Черного моря [1, 6]. Увеличение численности рапаны в северо-западной части Черного моря, включая прибрежные воды о. Змеиный, в последнее 10 лет, стало причиной значительного снижения численности мидий, устриц и других двустворчатых моллюсков, вплоть до их полного исчезновения на отдельных участках шельфа. В таких условиях необходимо срочно принять ряд мероприятий, направленных на изъятие (промышленную добычу) рапаны.

2011 г. отдельных особей рапаны находили в зоне заплеска и у уреза воды на глубине менее 0,2 м, где также была отмечена высокая плотность скопления мидии.

Таким образом, в прибрежных водах о. Змеиный, как и в других районах Черного моря [1], прослеживается определенная зависимость между концентрацией пищевых объектов (мидии и других двустворчатых моллюсков) и плотностью скопления особей рапаны.

Исследования по результатам отборов, проведенных в 2004 - 2005 гг. и в 2009 - 2011 гг., показали практически одинаковый тип зависимости размерно-массовых характеристик рапаны прибрежных вод о. Змеиный с высокой степенью достоверности – 0,94 и 0,87 соответственно (рис. 2, 3).

В результате исследований в прибрежных водах о. Змеиный было отмечено 6 возрастных групп рапаны (таблица). Наибольшей численностью особей были представлены возрастные группы 3 и 4, объединяя более 75 % проанализированных моллюсков. Величины средних размеров одновозрастных особей рапаны разного пола в течение всего периода исследований почти не отличались, что позволило объединить самцов и самок в одну группу.

Анализ полученных данных показал, что средние величины высоты раковины и массы особей рапаны в возрасте 2 года, выловленных у острова в 2005 г. были меньше, а в возрасте 6 лет – больше, чем у особей этих же возрастных групп, собранных в 2010 и 2011 гг. (таблица). Средние размеры разнополых особей рапаны других возрастных групп в течение всего периода исследований практически не отличались друг от друга (таблица).

Максимальная величина высоты раковины рапаны в возрасте 6 лет, выловленной в 2005 г. составила 105 мм, масса – 218,0 г. Максимальные размеры особи этого же возраста, отмеченной в прибрежных водах о. Змеиный в 2011 г. составили всего 92 мм и 120 г (рис. 4).

Результаты исследований свидетельствуют, что на протяжении последних лет (2009 -

Размерно-массовая характеристика разнополых особей рапаны прибрежных вод о. Змеиный в период 2005 - 2011 гг.

Период исследований	Показатели	Возраст, годы				
		2	3	4	5	6
2005	высота раковины, мм	29,3±1,3	65,8±0,3	73,0±0,3	83,5±0,5	105,9±1,0
	масса, г	2,7±0,3	50,2±0,8	68,7±1,2	124,5±2,4	161,5±7,2
	кол-во особей, экз.	15	354	203	57	18
2010	высота раковины, мм	35,5±0,3	62,3±1,2	74,6±0,9	84,2±1,6	102,3
	масса, г	5,0±3,2	49,1±2,4	82,9±1,5	123,8±1,2	123,0
	кол-во особей, экз.	9	60	33	5	1
2011	высота раковины, мм	32,5±0,8	66,5±0,8	76,9±0,8	84,9±1,2	92,0
	масса, г	6,1±0,4	60,3±2,1	88,6±2,3	123,0±3,6	120,0
	кол-во особей, экз.	21	49	42	8	1

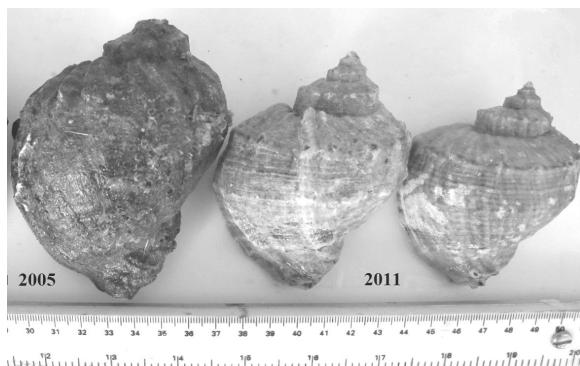


Рисунок 4 – Особи рапаны в возрасте 6 лет, собранные в прибрежных водах о. Змеиный в 2005 и 2011 гг.

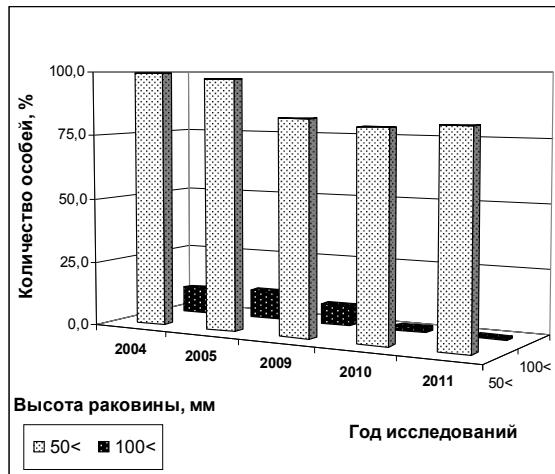


Рисунок 5 – Качественная характеристика рапаны 2 размерных групп (больше 50 и больше 100 мм) в прибрежных водах о. Змеиный в период 2004 - 2011 гг.

Добыча рапаны производится при помощи различных промысловых орудий лова, главным образом, драги Хижняка. Достаточно часто особи рапаны попадаются в ставные сети и различные ловушки. Однако в районах с каменистым дном, применение драг и ловушек для изъятия рапаны принято считать нецелесообразным.

Таким образом, наиболее эффективным способом лова этого вида моллюсков в прибрежных водах о. Змеиный является ручной сбор с применением легководолазного оборудования.

В заключение автор благодарит сотрудников научно-исследовательской станции «Остров Змеиный» за помощь в отборе проб.

Литература

- Гаевская А.В. Паразиты, болезни и вредители мидий (Mytilus, Mytilidae). И. Моллюски (Mollusca). – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – С. 30 - 44.
- Определитель фауны Черного и Азовского морей / Сост. З.И. Баранова, М. Беческу, А.Н. Голиков и др. – К.: Наукова думка, 1972. – Т. 3. – 126 с.
- Медінець В.І., Чікін В.М., Снігірьов С.М. Макрозообентос // Острів Зміїний. Екосистема прибережних вод: Монографія / Під ред. В.І. Медінця. – Одеса: Астропrint, 2008. – С. 144 - 159.
- Снігірьов С.М. та ін. Розмірно-масові характеристики рапані *Rapana thomasiana thomasiana* Crosse, 1861 в акваторії о. Зміїний в 2004 - 2010 рр. // Екологічні проблеми Чорного моря : Зб. наук. ст. Міжнародної науково-практичної конференції. 28 - 29 жовтня 2010 р., Одеса. – Одеса: ІНВАЦ, 2010. – С. 298 - 300.
- Чичкин В.Н., Куракин А.П. Митилиды о. Змеиный // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. – 2005. – Вип. 4 (27). – С. 264 - 266.
- Чухчин В.Д. Екология брюхоногих моллюсков Черного моря. – К.: Наукова думка, 1983. – 176 с.

ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ ИХТИОЦЕНОВ БИОЦЕНОЗА МОРСКИХ ТРАВ ЗАПАДНОГО КРЫМА И КАРКИНИТСКОГО ЗАЛИВА

А. Р. Болтачев, Е. П. Карпова

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Представлены результаты ихтиологических исследований видового, количественного состава и экологической структуры ихтиоценов биоценоза морских трав в 11 бухтах, заливах и прибрежных участках, расположенных вдоль западного побережья Крыма и в Каркинитском заливе. Всего зарегистрировано 48 видов рыб, принадлежащих 21 семейству, из которых 24 вида из 9 семейств являются ценообразующими, а остальные относятся к факультативным, редким и случайным видам. Рассмотрены особенности структуры ихтиоценов в зависимости от естественных и антропогенных факторов. Установлено, что в результате сброса днепровских вод в заливах Чатырлыкском и Самарчик произошла деградация биоценоза морских трав и трансформация их ихтиоценов в сторону замещения морских видов пресноводными.

Ключевые слова: ихтиоцен, биоценоз, морские травы, севастопольские бухты, озеро Донузлав, Каркинитский залив

Биоценоз морских трав (БМТ) является одним из основных для черноморской прибрежной зоны Крыма, несмотря на то, что он, как правило, пространственно ограничен мелководными участками заливов и бухт с глубинами, преимущественно, менее 3 - 5 м, в меньшей степени до 8 м, защищенными от волнения, имеющими илисто-песчаный грунт. Для этого биоценоза характерны значительные сезонные изменения его структурных элементов в зависимости от колебаний гидрологических и гидрохимических параметров среды. С другой стороны, большая часть мелководной зоны Крыма в настоящее время подвержена негативному влиянию различных форм хозяйственной деятельности, приводящих к деградации прибрежных гидробиоценозов.

Наиболее обширные акватории БМТ характерны для Каркинитского залива и особенно его восточной мелководной части, он весьма развит в озере Донузлав, а также в той или иной степени присутствует во всех севастопольских бухтах, преимущественно в их верховьях. Функциональной особенностью этого биоценоза является сезонность его существования. В теплое время года происходит активная вегетация морских трав родов *Zostera*, *Ruppia*, *Potamogeton*, иногда с примесью харовых водорослей отдела *Charophyta*, которые покрывают сплошным покровом или отдельными куртинами дно, при этом одновременно формируются сообщества гидробионтов различных трофических уровней, включая рыб, являющиеся составляющими частями этого биоценоза. Хорошо известно, что в этот период в зарослях трав происходит активный нерест, развитие молоди и нагул как мигрирующих, так и оседлых видов. В зимний период наиболее мелководная часть биоценоза разрушается, оседлые рыбы откочевывают на большие глубины. Однако, несмотря на относительную доступность для изучения и очевидную актуальность, видовой состав и структурные характеристики ихтиоценов БМТ прибрежья Крыма до настоящего времени мало изучены. Среди целенаправленных работ в этой области можно упомянуть лишь исследования А. Д. Гординой [2] и, в меньшей степени, А. М. Попова [4] в бухтах Севастополя, согласно которым в зарослях зостеры было зарегистрировано 29 и 22 вида рыб соответственно. Все это определяет актуальность задачи изучения структуры ихтиоценов в различных по условиям обитания и антропогенному прессу участках биоценоза морских трав прибрежной зоны.

Материал и методы

Материал собран в 3 бухтах Севастополя, озере Донузлав и 7 участках Каркинитского залива. Круглогодичные мониторинговые исследования ихтиоценов зарослевых участков морских трав в верхней части Севастопольской бухты (эстуарий реки Черная) проводили на 3 станциях, начиная с 2006 г., в бухтах Стрелецкой и Круглой с 2008 г. на 3 и 4 станциях соответственно (рис. 1).

Лов рыбы осуществляли ежемесячно с Ял-6 буксируемым саком с входным отверстием полукруглой формы размером 1,6 × 0,8 м, площадью 1 м², оснащенного хамсеросом (ячей 6,5 мм). Облов проводили в касании сака с дном на глубинах от 0,8 до 5 м на дистанции протяженностью в среднем 50 м.

В восточной части Каркинитского залива исследования выполнялись в ходе экспедиций в июне 2008 г. и августе 2009 г. в заливах Джарылгачском, Перекопском, Чатырлыкском, Самар-

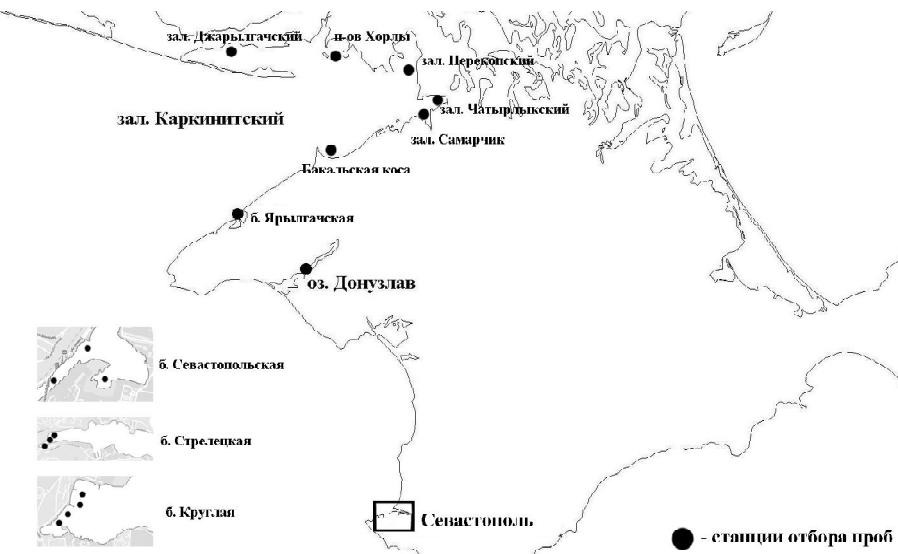


Рисунок 1 – Схема расположения станций отбора проб

года на всех станциях выполнялись подводные визуальные и видеонаблюдения за качественным составом, характером поведения и количественным распределением рыб до глубины 8 м. На станциях измеряли температуру верхнего слоя, отбирали пробы воды на соленость на поверхности и в придонном слое. Их положение с помощью портативной навигационной системы GPS.

Для оценки состава ихтиофауны использовали данные всех обловов и визуальных наблюдений, а при сравнении соотношения различных таксонов между участками, для получения сопоставимых результатов, анализировали только уловы однотипными орудиями лова: буксируемым саком для севастопольских бухт и восточной части Каркинитского залива и вершами – для оз. Донузлав и б. Ярылгачской.

При проведении анализа сходства видового разнообразия рыб между исследованными участками использовали индекс Соренсена, вычисляемого по формуле [4]:

$$I_s = 2C/(A + B),$$

где I_s – индекс сходства; А – число видов в пробе А; В – число видов в пробе В; С – число видов в обеих пробах.

Результаты и обсуждение

Температура воды (T_w) в изученных мелководных участках в течение года изменяется примерно в одних пределах: зимой большинство из них замерзает и, в первую очередь это относится к Каркинитскому заливу и оз. Донузлав. Верховья севастопольских бухт покрываются льдом только в суровые зимы и на непродолжительное время, но, как правило, T_w в них не опускается ниже 4 - 5 °C. Летом средняя T_w повсеместно составляет 26,5 °C, в отдельные годы может достигать 30 - 32 °C.

В отличие от температуры соленость воды (S_w) в исследованных водоемах существенно различается. В верховье Севастопольской бухты впадает река Черная, при этом в зоне смешения морских и речных вод образуется естественный квазистационарный эстуарий, характеризующийся высокими градиентами гидролого-гидрохимических характеристик. В течение года S_w изменяется от 2,82 до 17,69 ‰ (в среднем 13,33 ‰) на поверхности и от 6,93 до 17,81 ‰ (в среднем 16,95 ‰) в придонном слое. В верхней части б. Стрелецкой наблюдается еще более значительное распреснение, вызванное субмаринной разгрузкой пресных карстовых вод, колебания S_w на поверхности составляют от 1,80 до 17,25 ‰ (в среднем 11,07 ‰) и в придонном слое – от 3,34 до 17,63 ‰ (в среднем 13,68) с минимумом в августе. В б. Круглой за время наблюдений не было отмечено значительных колебаний S_w , ее значения изменялись от 16,76 до 17,79 ‰ на поверхности и от 16,93 до 17,83 ‰ в придонном слое. В летний период в оз. Донузлав и б. Ярылгачской S_w составляет в среднем 17,92 ‰ на поверхности и 18,20 ‰ в придонном слое. По нашим данным распределение S_w в летний период в мелководной части Каркинитского залива носит сложный мозаичный характер. Области значительного распреснения (до 1,0 - 2,7 ‰) зарегистрированы в заливах Чатырлыкский и Самарчик и связаны со сбросом пресных днепровских вод из

чика, а также у побережья возле полуострова Хорлы и Бакальской косы (рис. 1). Рыбу облавливали тем же саком и жаберными сетями с ячейй 10 - 20 мм.

В оз. Донузлав и б. Ярылгачской (рис. 1) в июне и августе 2011 г. облов рыбы в зарослевых биоценозах проводился вершами, а в Донузлаве в летний период с 2008 по 2011 гг. саком и жаберными сетями (ячейя 10 - 20 мм).

В теплое время

рыбоводных прудов, рисовых чеков и оросительных каналов. На большей части мелководной зоны Каркинитского залива S_w примерно соответствовала черноморской либо была повышенной, особенно в заливах и бухтах, что связано с интенсивным процессом испарения. Так, в районе п-ова Хорлы S_w составляла 17,5 - 23,9 %, у Бакальской косы – 16,9 %, в Джарылгачском заливе – 19,7 - 22,1 %, в Перекопском изменялась от 23,7 до 34,8 %. В зависимости от направления ветров пространственное положение вод с аномальной S_w могут значительно изменяться. Таким образом, заливы Чатырлыкский и Самарчик по Венецианской конвенции относятся к олигогалинным водоемам, верховья Севастопольской и Стрелецкой бухт, несмотря на значительные перепады S_w , в среднем, – к мезогалинным, остальные – к полигалинным, исключая Перекопский залив, где отмечены воды, соответствующие эугалинным. Очевидно, именно соленость является важным абиотическим фактором, влияющим на структуру ихтиоценов в районе исследований.

За период исследований в биоценозе морских трав нами было зарегистрировано 48 видов рыб, относящихся к 35 родам из 21 семейства (табл. 1).

Формальный анализ таксономического разнообразия показывает, что наибольшим количеством видов (12) традиционно для прибрежной зоны Черного моря представлено семейство Gobiidae, семейство Syngnathidae насчитывает 6 видов, Mugilidae и Cyprinidae – по 4, Labridae и Blenniidae – по 3, Sparidae – 2 и остальные 14 семейств по 1 виду каждое. Видовое разнообразие для различных участков существенно различается, что связано как с объективной спецификой условий обитания, так и периодичностью и способом сбора ихтиологического материала в каждом из них.

Таблица 1 – Список видов рыб биоценоза морских трав с указанием мест находок

Виды рыб		Б. Круглая	Б. Стрелецкая	Б. Севастопольская	Оз. Донузлав	Б. Ярылгачская	Бакальская коса	Зал. Джарылгачский	П-ов Хорлы	Зал. Перекопский	Зал. Самарчик	Зал. Чатырлыкский
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Сем. Dasyatidae – Хвостоколовые												
<i>Dasyatis pastinaca</i> – скат хвостокол		+						+				
Сем. Engraulidae – Анчоусовые												
<i>Engraulis encrasicolus</i> – хамса				+	+	+						
Сем. Clupeidae – Сельдевые												
<i>Sprattus sprattus</i> – шпрот				+	+							
Сем. Cyprinidae – Карповые												
<i>Carassius gibelio</i> – карась серебряный										+	+	
<i>Alburnus alburnus</i> – уклей											+	
<i>Rutilus rutilus</i> – плотва											+	
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> – красноперка											+	
Сем. Mugilidae – Кефалевые												
<i>Liza aurata</i> – сингиль	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Liza saliens</i> – остронос		+	+									+
<i>Liza haematocheila</i> – пиленгас			+	+	+							
<i>Mugil cephalus</i> – лобан				+								+
Сем. Atherinidae – Атериновые												
<i>Atherina pontica</i> – атерина черноморская	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Belonidae – Саргановые												
<i>Belone belone euxini</i> – сарган					+			+				
Сем. Poeciliidae – Пецилиевые												
<i>Gambusia holbrooki</i> – гамбузия хольбрукская				+								
Сем. Gasterosteidae – Колюшковые												
<i>Gasterosteus aculeatus</i> – колюшка трехглазая			+	+	+	+						+

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Сем. Syngnathidae – Игловые											
<i>Syngnathus abaster</i> морская игла пухлощекая	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Syngnathus acus</i> – морская игла обыкновенная			+								
<i>Syngnathus typhle</i> – морская игла длиннорылая	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Syngnathus variegatus</i> – морская игла толсторылая	+	+	+								
<i>Nerophis ophidion</i> – морское шило	+	+	+								
<i>Hippocampus hippocampus</i> – морской конек			+	+	+						
Сем. Scorpaenidae – Скорпеновые											
<i>Scorpaena porcus</i> – скорпена	+	+									
Сем. Pomatomidae – Луфаревые											
<i>Pomatomus saltatrix</i> – луфарь	+			+							
Сем. Carangidae – Ставридовые											
<i>Trachurus mediterraneus ponticus</i> – ставрида черноморская	+	+	+	+	+	+					
Сем. Sparidae – Спаровые											
<i>Diplodus annularis</i> – ласкирь	+	+	+				+				
<i>Diplodus puntazzo</i> – зубарик		+									
Сем. Centracanthidae – Смаридовые											
<i>Spicara flexuosa</i> – спикара			+	+	+						
Сем. Mullidae – Султанковые											
<i>Mullus barbatus ponticus</i> – барабуля		+	+	+	+						
Сем. Labridae – Губановые											
<i>Syphodus cinereus</i> – рябчик	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Syphodus ocellatus</i> – глазчатый губан	+	+	+	+	+	+	+				
<i>Syphodus tinca</i> – рулена	+	+	+								
Сем. Blenniidae – Собачковые											
<i>Lipophrys pavo</i> – собачка павлин		+	+	+							
<i>Parablennius sanguinolentus</i> – собачка обыкновенная				+	+						
<i>Parablennius tentacularis</i> – собачка длиннощупальцевая	+	+		+	+						
Сем. Gobiidae – Бычковые											
<i>Aphia minuta</i> – бычок бланкет				+							
<i>Gobius niger</i> – бычок черный	+	+	+	+		+					
<i>Mesogobius batrachocephalus</i> – бычок кнут			+			+					
<i>Neogobius eurycephalus</i> – бычок рыжик			+			+					
<i>Neogobius fluviatilis</i> – бычок песочник		+				+	+	+	+	+	+
<i>Neogobius melanostomus</i> – бычок кругляк	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
<i>Proterorhinus marmoratus</i> – бычок цуцик		+	+	+	+	+		+	+		
<i>Pomatoschistus bathi</i> – лысун Бата	+	+									
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> – лысун мраморный	+			+				+			
<i>Pomatoschistus minutus</i> – лысун малый		+	+								
<i>Tridentiger trigonocephalus</i> – бычок полосатый трехзубый			+								
<i>Zosterisessor ophiocephalus</i> – бычок травяник	+	+	+	+	+	+		+			
Сем. Pleuronectidae – Камбаловые											
<i>Platichthys flesus luscus</i> – камбала глосса			+	+	+					+	
Сем. Soleidae – Морские языки											
<i>Pegusa luscaris</i> – морской язык					+						
Всего	21	24	33	24	24	12	11	8	8	6	10

По разнообразию выделяется ихтиофауна верхней части Севастопольской бухты, где зарегистрировано 33 вида рыб. Равное количество видов (по 24), обнаружено в бухтах Стрелецкой, Ярылгачской и оз. Донузлав, и несколько меньшее – 21, в б. Круглой. В заливах и прибрежье мелководной части Каркинитского залива видовое разнообразие существенно ниже – от 12 видов у побережья Бакальской косы до 6 в заливе Самарчик.

Проанализируем полученные результаты, объединив рыб, обнаруженных в районе исследований, по характеру их связи с БМТ в 4 группы: основные (ценообразующие), факультативные, редкие и случайные виды (табл. 2).

Таблица 2 – Количествоенная структура основных групп рыб ихтиоценов по характеру связи с биоценозом морских трав

Группа видов рыб	Б. Круглая	Б. Стрелецкая	Б. Севастопольская	Оз. Донузлав	Б. Ярылгачская	Бакальская коса	Зал. Джарылгачский	П-ов Хорлы	Зал. Перекопский	Зал. Самарчик	Зал. Чатырлыкский	Всего
Основные	12	15	18	15	15	10	8	8	8	6	10	24
Факультативные	5	5	6	6	4	2	1					10
Редкие	4	4	3	3	2		2					8
Случайные			6		3							6
Всего	21	24	33	24	24	12	11	8	8	6	10	48

черноморской, очевидно, в связи с этим она не отмечена в б. Севастопольской, а в Каркинитском заливе встречена только в б. Ярылгачской. Колюшка трехиглая, несмотря на эвригалинность и способность обитать в воде с самой различной соленостью, преимущественно встречалась на распредненных участках. Карповые по численности доминировали в зал. Чатырлыкском (67,4 %) и занимали второе место (27,8 %) после бычковых в зал. Самарчик.

Более широко были распространены представители кефалевых, атериновых, бычковых, игловых, губановых. Очевидно, камбала глосса, являющаяся эвригалинным видом, также весьма обычна для БМТ, а ее отсутствие в уловах в большинстве участков связано со сложностью ее облова.

По разнообразию основных видов выделялся ихтиоцен морских трав Севастопольской бухты, где их отмечено 18, в бухтах, открывающихся непосредственно в море, зарегистрировано в среднем 15 видов, тогда как на участках восточной части Каркинитского залива примерно в 2 раза меньше – 8, с минимальным числом видов (6) в зал. Самарчик (табл. 2).

Для анализа количественного соотношения представителей основных семейств использовали результаты обловов буксируемым саком на 9 участках и вершами – на 2 (оз. Донузлав и б. Ярылгачская) (рис. 2). Наиболее массовыми в уловах буксируемого сака были оседлые донно-придонные виды бычковых, игловых и губановых, эти же семейства указывались в качестве основных для зарослей трав в севастопольских бухтах [2, 4] и зарослях трав вдоль северного побережья Каркинитского залива [1].

Атерина слабо облавливалась буксируемым саком в связи с ее подвижностью, ее доля в уловах составляла от нескольких сотых до 11,4 %, в то время как визуально повсеместно наблюдалась ее многочисленные стаи. Об ис-

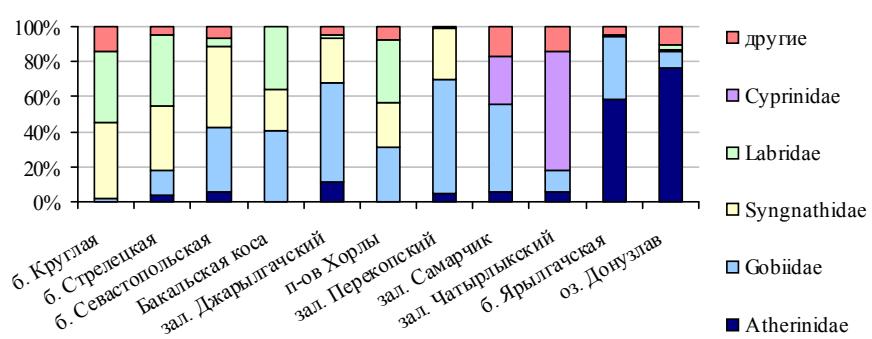


Рисунок 2 – Относительная численность представителей основных ценообразующих семейств

тинном обилии атерины можно судить по результатам ловов вершами в б. Ярылгачской и оз. Донузлав, где ее доля составляла 58,1 и 76,3 % соответственно.

В уловах верш игловые практически отсутствовали, а доля губановых была незначительной и не превышала 2,6 %. Еще более малочисленными были кефали, в связи с чем при анализе количественного соотношения различных семейств кефалевые наряду с колюшковыми, собачковыми и камбаловыми отнесены в группу «другие», хотя визуальные наблюдения подтверждают обилие их молоди в зарослевых биоценозах. Половозрелые особи старших возрастных групп кефалей в летний период встречаются на участках малодоступных для человека, преимущественно в Каркинитском заливе и в оз. Донузлав, а в холодное время года заходят в севастопольские бухты.

Таким образом, численные соотношения основных ценообразующих семейств в значительной степени зависят от длительности сбора материала и селективности орудий лова. В качестве основных тенденций можно отметить:

- увеличение доли или доминирование бычковых по численности в уловах в верхней части Севастопольской бухты (37,1 %) и в Каркинитском заливе (31,5 - 65,6 %), за исключением зал. Чатырлыкский (12,3 %);
- довольно равномерное распределение игловых в севастопольских бухтах, доля которых в уловах составляла от 36,9 до 45,8 % и в Каркинитском заливе (от 23,7 до 29 %) и отсутствие представителей этого семейства в олигогалинных заливах, что может быть связано со значительной деградацией зарослей морских трав;
- достаточно высокое процентное количественное соотношение губановых на участках, смежных с биоценозами скал и камней, поросших цистозирой, в бухтах Круглая и Стрелецкая (40,5 %) и расположенных на границе мелководных участков в Каркинитском заливе возле Бакальской косы (35,9 %), а также у п-ва Хорлы, рядом с которым проходит судоходный фарватер (36,6 %); в связи с относительной стеногалинностью губановых их количество резко снижается как в распресненных участках, так и на мелководьях с повышенной соленостью.

Внутри основных семейств соотношение отдельных видов в различных участках весьма неоднородно. Из 12 видов бычковых только 5 можно отнести к ценообразующим. При этом наблюдается смена доминирования видов на различных участках (рис. 3).

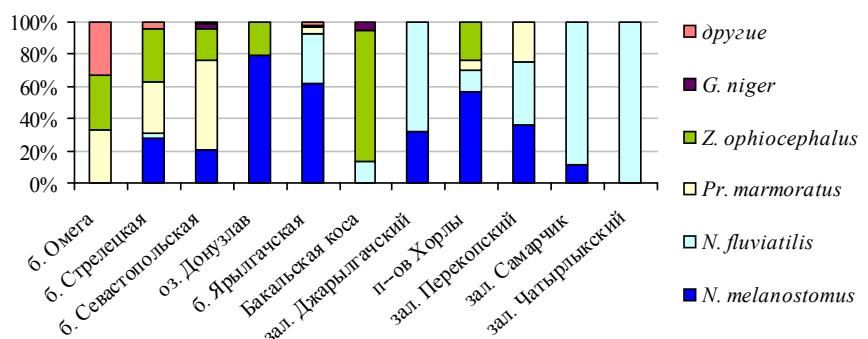


Рисунок 3 – Относительная численность представителей семейства бычковых

дал возле п-ва Хорлы (57,1 %), а на большинстве остальных участках по численности был на 2 или 3 месте среди других видов бычковых. Бычок цуцик занимал ведущее положение в севастопольских бухтах, составляя 32,6 - 56,4 % уловов. Наиболее многочисленным видом в Каркинитском заливе являлся третий понто-каспийский эндемик бычок песочник, встречавшийся повсеместно при любых значениях солености и доминировавший на большей части исследованных участков. Находку единственного экземпляра этого вида в б. Стрелецкая можно считать случайной. Бычок травяник – типичный представитель ихтиоценов морских трав, обычно избегал как олигогалинных, так и осолоненных акваторий и составлял от 18,9 до 33,3 % уловов бычковых в севастопольских бухтах, а в Каркинитском заливе превалировал над другими видами бычков только у Бакальской косы (81,1 %). Бычок черный еще более стеногалинен, встречался при солености близкой к черноморской и отличался низкой численностью в уловах (до 5,7 %). В Каркинитском заливе восточнее Бакальской косы этот вид не зарегистрирован.

Пять из шести встреченных нами видов игловых являются типичными обитателями ихтиоценов морских трав, на исследованных участках также наблюдалась смена доминирования видов внутри этого семейства (рис. 4).

Наиболее широко распространенным является эврибионтный понто-каспийский эндемик бычок кругляк, отсутствие которого на некоторых участках является скорее случайным и связано с методическими причинами сбора материала. В уловах сака он преобладал

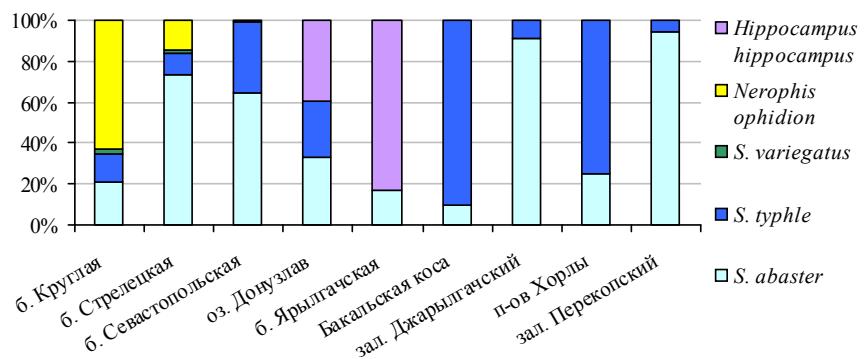


Рисунок 4 – Относительная численность представителей семейства игловых

Наиболее эврибионтная пухлощекая игла значительно преобладала в распресненных мезогалинных акваториях Стрелецкой и Севастопольской бухт (64,8 - 73,8 %), а также осолоненных Джарылгачском и Перекопском заливах (90,9 и 94,7 % соответственно). Значительно более стенога-

линная длиннорылая морская игла предпочитала районы с соленостью близкой к нормальной черноморской и доминировала возле п-ва Хорлы и Бакальской косы, составляя от 75 до 90,3 % численности игловых в уловах.

В б. Круглой, значительную долю (62,7 %) составляло морское шило, причем этот вид встречался не повсеместно, а на стационарных локальных участках, круглогодично. По нашим наблюдениям, этот вид был весьма многочислен также на ограниченном участке в верхней части в б. Стрелецкой, но после проведения здесь дноуглубительных работ практически перестал регистрироваться. По литературным данным [1] морское шило являлось массовым видом в Каркинитском заливе, однако в наших сборах вид отсутствовал, что, возможно, связано с особенностями его узколокального распределения. В оз. Донузлав и б. Ярылгачской одним из наиболее массовых видов являлся морской конек, что подтверждается визуальными наблюдениями и ловом саком в первом из них и уловами верш во втором. Морская игла толсторылая немногочисленна и встречалась только в зарослях зостеры в бухтах Севастополя.

Два из трех видов семейства губановых – рябчик и глазчатый губан, обычны в зарослях морских трав. В большинстве участков глазчатый губан в 2 - 4 и более раз многочислен по сравнению с рябчиком и лишь в б. Ярылгачской в 1,5 раза по количеству в уловах преобладал рябчик. Эти результаты отличаются от ранее полученных [2], согласно которым, в севастопольских бухтах в биоценозе зостеры преобладал рябчик.

По своей принадлежности к различным экологическим группам из 24 ценообразующих видов 17 являются морскими, 3 (реликтовые бычки) – солоноватоводными и 4 – пресноводными. Только кефали относятся к активным пелагическим мигрантам, остальные виды ведут оседлый образ жизни и лишь в холодное время года могут откочевывать на большие глубины. Среди них к пелагическим относится атерина; бычки, к донным – собачка и глосса, остальные – к придонным. Большинство (14 видов) проявляет заботу о потомстве: либо вынашивают икру и личинок (все игловые), либо строят и охраняют гнезда (бычки, собачка, колюшка, губаны). Атерина откладывает икру на подводную растительность (фитофил), а кефали и глосса являются пелагофилами. В отношении карповых, к настоящему времени, сделать определенное заключение сложно, т.к. для размножения они должны заходить в пресные водоемы (каналы), но такие наблюдения отсутствуют.

Для получения представлений об уровне видового сходства между ихтиоценами исследованных участков были проанализированы значения индекса Соренсена (I_s) для оседлых ценообразующих видов (т. е. без учета кефалевых). В результате установлено, что наиболее высокие его значения (более 0,75) отмечены между севастопольскими бухтами; б. Севастопольской, оз. Донузлав и б. Ярылгачской; б. Стрелецкой и прибрежной зоной Бакальской косы; а также между участками мелководной части Каркинитского залива, исключая олигогалинные акватории. Меньшее видовое сходство на уровне значений $I_s = 0,55 - 0,75$ наблюдалось между большинством ихтиоценов севастопольских, Ярылгачской бухт, оз. Донузлав и участками восточной части Каркинитского залива. Наибольшее видовое различие зарегистрировано между ихтиоценом зал. Чатырлыкский и всеми остальными – $I_s = 0,11 - 0,3$. Между ихтиоценом зал. Самарчик и всеми остальными I_s также весьма низок и составляет от 0,25 до 0,5.

К группе факультативных видов относятся рыбы, которые периодически встречаются в зарослях морских трав на определенных этапах их жизненных циклов, таких отмечено 10 видов из 9 семейств. В БМТ отмечено размножение фитофилов – саргана и бычка бланкета. Преимуще-

ственno молодые, реже взрослые особи, хамсы ставриды, спикары, ласкирия, барабули и скорпены периодически нагуливаются в зарослях трав в теплое время года. В апреле и начале мая в б. Стрелецкой и Казачьей впервые зарегистрирован нагул мальков зубарика – типичного представителя скальных и скально-каменистых ландшафтов открытого прибрежья. Молодые особи луфаря (головики) в количестве 1 - 3 шт. плавали в зарослях, смешивались со стайками атерины, некоторое время держались среди них, затем совершили бросок за добычей и отставали от стайки. Далее охота повторялась.

Количество факультативных видов в локальном ихтиоцене зависит от степени его изолированности. Так в севастопольских, Ярылгачской бухтах и оз. Донузлав зарегистрировано от 4 до 5 видов, в Джарылгачском заливе и у Бакальской косы – 1 и 2 соответственно, а в мелководной части Каркинитского залива рыбы этой группы не отмечены (см. табл. 2).

Группа редких видов представлена 8 видами из 5 семейств, известных по немногочисленным эпизодическим находкам. В основном это донные рыбы, которые, как правило, встречаются на границе БМТ где имеется соответствующий субстрат, например камни или валуны, которые необходимы для обитания собачек павлина и обыкновенной, или участков песка – для морского языка и бычков лысунов. Скат хвостокол и рулена довольно редко, но регулярно встречались в севастопольских бухтах в зарослях зостеры, отличавшихся небольшой высотой кустов, а первый из них и в Джарылгачском заливе. Количество редких видов в локальных ихтиоценах составляет 2 - 3, они также практически отсутствуют в мелководной части Каркинитского залива (табл. 2).

К случайным видам относятся, рыбы известные по единичным находкам, населяющие другие биотопы либо новые для этого района виды, статус которых еще не установлен. Всего зарегистрировано 6 видов из 4 семейств – шпрот, бычки – кнут, рыжик и полосатый трехзубый, морская игла обыкновенная, гамбузия хольбрукская, причем все они были отмечены в верхней части Севастопольской бухты, а первые три также и в б. Ярылгачской (см. табл. 2).

Выводы

В биоценозе морских трав в пределах исследованной прибрежной акватории западного Крыма и Каркинитского залива существуют локальные ихтиоцены, которые, в зависимости от природных условий и степени изолированности от других прибрежных биоценозов, различаются по своему видовому составу, количественным показателям и экологической структуре. Более высокое видовое разнообразие за счет основных, факультативных, редких и случайных видов характерно севастопольских бухт, оз. Донузлав, и б. Ярылгачской, непосредственно открывающихся в море, оно снижается на границе глубоководной и мелководной зон Каркинитского залива, восточнее которой наблюдается наименьшее число ценообразующих видов и отсутствие всех остальных.

Иключение составляют ихтиоцены заливов Чатырлыкский и Самарчик, в которых в результате сброса днепровских вод произошла коренная перестройка структуры нативного ихтиоценена морских трав. В связи с полной зависимостью состояния среды и биоты этих заливов от хозяйственной деятельности и неопределенностью объемов сброса днепровских вод из-за нестабильной экономической ситуации, будущее БМТ заливов Чатырлыкский и Самарчик прогнозировать невозможно.

Литература

1. Виноградов К.О. Ихтиофауна північно-західної частини Чорного моря. – К.: АН УРСР, 1960. – 115 с.
2. Гордина А.Д. Распределение и сезонные изменения численности взрослых рыб в зарослевых биоценозах Черного моря // Биол. моря. – 1976. – № 39. – С. 78 - 92.
3. Одум Ю. Экология. – М.: Мир, 1986. – Т. 2. – 376 с.
4. Попов А.М. К познанию ихтиофауны крымского побережья Черного моря // Доклады АН СССР. – 1960. – Т. 9. – С. 211 - 216.

КЕРЧЕНСКИЙ РЫНОК КАК ИНДИКАТОР МИГРАЦИИ АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ И МЕСТНОГО РЫБНОГО ПРОМЫСЛА

В. А. Шляхов¹, И. А. Мирющенко²

¹Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)

²Керченский государственный морской технологический университет (КГМТУ)

Приведены сведения о видовом составе азово-черноморских рыб, продаваемых на Центральном рынке г. Керчи и количестве продавцов в период с мая 2010 г. по февраль 2012 г. Показана принципиальная возможность отслеживания осеннего выхода мигрирующих рыб из Азовского моря и их местного промысла на основе рыночного мониторинга. Выполнен анализ поступления на рынок рыбы в связи с гидрометеорологическими условиями в Керченском проливе и прилегающими к нему районами Азовского и Черного морей. Путем сопоставления рыночного предложения (среднемесячного количества продавцов) и официального вылова черноморско-азовской проходной сельди дана оценка ее неучтенного улова в 2011 г.

Ключевые слова: Керченский пролив, температура воды, миграции, пиленгас, хамса, бычки, сельдь, рыбный промысел, вылов, рынок, предложения, продавцы

Введение

В 2007 - 2010 гг., в украинском морском рыболовстве наиболее важное значение имели семь видов (или групп видов) рыб [3]. В порядке убывания официально зарегистрированных максимальных годовых объемов вылова они распределялись следующим образом: черноморский шпрот *Sprattus sprattus phalericus* (24,7 тыс. т); азовская хамса *Engraulis encrasicholus maeoticus* (17,4 тыс. т); азовские популяции пиленгаса *Liza haematocheila* (9,8 тыс. т), черноморско-азовской тюльки *Clupeonella cultriventris* (9,7 тыс. т) и бычков Gobiidae (8,7 тыс. т); черноморская хамса *E. e. ponticus* (5,1 тыс. т); атерина *Atherina* spp. (1,3 тыс. т).

Рыночные продажи азово-черноморской рыбы в морских областях Украины зависят от ассортимента и величины вылова в близлежащих районах промысла, но структура продаж, а значит и потребления рыбы зачастую отличается от структуры официального вылова. Эти отличия в значительной степени обусловлены поступлением на местные рынки свежей рыбы, добытой прибрежными орудиями лова (ставными неводами, сетями и пр.), видовой состав которой более разнообразен, чем продукция индустриального рыболовства (дающая основной объем вылова). Отличия также связаны с поступлением на рынок рыбы из уловов рыбаков-любителей и продукции так называемого ННН-рыболовства, масштабы которого в Украине, как и в других приморских странах нашего региона, велики, но весьма редко оценивались [5]. Официальная статистика исказена, поэтому она не дает полного представления о реальном вылове рыбы.

Проводя анализ выполненного мониторинга продаваемой на керченских рынках рыбы, мы не делали акцент на его маркетинговых аспектах, а попытались выявить зависимость динамики видового состава и объемов поступления на рынок азово-черноморской рыбы от гидрометеорологических условий в близлежащих районах прибрежного промысла, влияющих на его результативность. Другой задачей нашего исследования была оценка вылова и поступления в продажу черноморско-азовской проходной сельди *Alosa immaculata* в те периоды времени, когда ее промысел не мог производиться легально.

Материал и методы

В 2010 г. сбор данных о гидрометеорологических условиях (ГМУ) регулярно производится на двух контрольно-наблюдательных пунктах (КНП) ЮгНИРО: на КНП «Набережное - Заветное», расположенным на выходе из Керченского пролива в Черное море и на КНП «Юркино», находившемся вблизи соединения пролива с Азовским морем. На этих пунктах фиксировались направление и сила ветра, волнение моря, температура воды. В 2011 - 2012 гг., когда вышеуказанные КНП не функционировали, были использованы данные Гидрометеорологической станции г. Керчи.

Исследование видового состава и рыночных предложений азово-черноморской рыбы осуществлялось путем посещения с периодичностью одного раза в неделю каждого из трех главных рынков г. Керчи: Центрального рынка, рынка пос. Аршинцево и рынка пос. Войкова. После того, как была обработана предварительно собранная информация, выяснилось, что презентатив-

ные данные могут быть получены при отслеживании одного, самого крупного рынка – Центрального. Поэтому в последующее время сбор информации осуществлялся только на Центральном рынке. При каждом посещении рыбных рядов осуществлялся сбор следующей информации:

- фиксировался видовой состав продаваемой рыбы по видам рыбопродукции (свежая, мороженая, соленая, вяленая, копченая);
- фиксировалась стоимость рыбопродукции (за 1 кг, поштучно);
- фиксировалось количество продавцов.

Собранные информации заносились в таблицы, после чего подвергалась дальнейшей обработке и анализу. Научные названия морских рыб даны согласно публикации Черноморской Комиссии [4], русские названия рыб и научные названия пресноводных видов – из [1].

Результаты и обсуждение

На Центральном рынке г. Керчи в период сбора материалов азово-черноморскую рыбу продавали свежей, соленой, копченой и вяленой, рыба была представлена 22 видами/подвидами (табл. 1). Район лова определен приблизительно, со слов продавцов.

Таблица 1 – Видовой состав местной рыбы на Центральном рынке г. Керчи

№ п/п	Виды рыб	Район лова*	Вид продукции
1.	Морской кот <i>Dasyatis pastinaca</i>	Ч	свежая
2.	Азовская хамса <i>E. e. maeoticus</i>	А, Ч	свежая, соленая
3.	Черноморско-азовская проходная сельдь <i>A. immaculata</i>	К	свежая, соленая
4.	Черноморско-азовская тюлька <i>C. cultriventris</i>	А	свежая, соленая, вяленая
5.	Азовский пузанок <i>Alosa tanaica</i>	А	свежая
6.	Серебряный карась <i>Carrasius gibelio</i>	П	свежая
7.	Сазан <i>Cyprinus carpio</i>	П	свежая
8.	Лещ <i>Abramis brama</i>	П	свежая
9.	Белый толстолобик <i>Hoploptilichthys molitrix</i>	П	свежая
10.	Сингиль <i>Liza aurata</i>	К	свежая
11.	Пиленгас <i>L. haematocheila</i>	К, А, Ч	свежая, вяленая
12.	Лобан <i>Mugil cephalus</i>	К	свежая
13.	Атерина <i>Atherina spp.</i>	К, А, Ч	свежая
14.	Черноморский сарган <i>Belone belone euxini</i>	К, А	вяленая
15.	Обыкновенный судак <i>Stizostedion lucioperca</i>	А	свежая
16.	Ставрида <i>Trachurus mediterraneus ponticus</i>	А	свежая, соленая
17.	Черноморская барабуля <i>Mullus barbatus ponticus</i>	Ч	свежая
18.	Бычок- песочник <i>Neogobius fluviatilis</i>	К, А	свежая
19.	Бычок- кругляк <i>N. melanostomus</i>	К, А	свежая
20.	Бычок- мартовик <i>Mesogobius batrachocephalus</i>	А	вяленая, копченая
21.	Азовский калкан <i>Psetta maxima torosa</i>	А	свежая
22.	Черноморский калкан <i>P. m. maeotica</i>	Ч	Свежая

*К – Керченский пролив, А – Азовское море, Ч – Черное море, П – внутренние водоемы.

Общее представление о динамике предложения рыбы в период с мая 2010 г. по февраль 2012 г. дает диаграмма рис. 1. В 2010 - 2011 гг. максимум предложения рыбы, в зависимости от темпов осеннего выхолаживания морской воды, приходился на октябрь или ноябрь, когда начиналась массовая зимовальная миграция и путина азовской хамсы (далее – хамса). В октябре, когда происходил выход из Азовского моря и других мигрирующих видов рыб, наблюдалось наибольшее видовое разнообразие продаваемой рыбы (10 видов), в 2010 г. в этом месяце реализацией хамсы занимались 50 %, барабули – 10 % от общего количества продавцов (рис. 2).

В весенний сезон при заходе мигрирующих рыб в Азовское море видовое разнообразие не уступало октябрьскому, но интенсивность торговли была почти вдвое ниже. Лидером продаж были пиленгас, бычки и черноморско-азовская проходная сельдь (далее – сельдь). Существенная доля поступления бычков на рынок в этот сезон года приходилась на уловы рыбаков-любителей.

В теплые месяцы – со второй половины мая по сентябрь – наиболее предлагаемыми видами были бычки (46 - 49 % от общего количества продавцов). В холодное время года, с декабря по

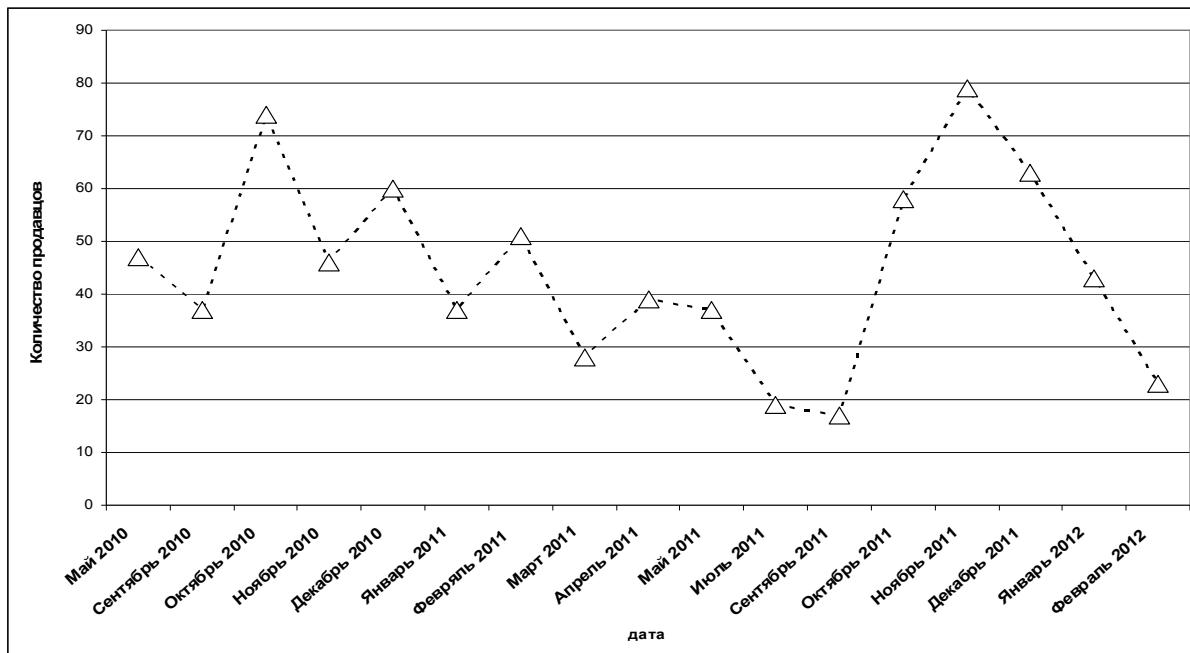


Рисунок 1 – Динамика предложения рыбы (среднемесячное количество продавцов) в 2010 - 2012 гг.

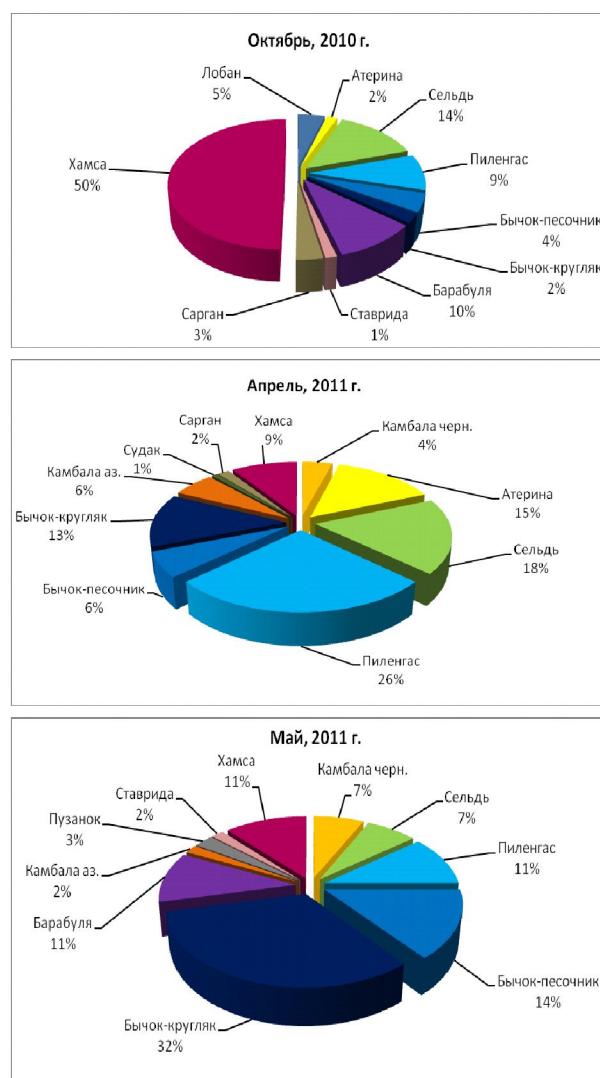


Рисунок 2 – Видовой состав рыбы на рынке и относительное количество ее продавцов в октябре 2010 г., в апреле и мае 2011 г.

март, на рыбных прилавках наиболее многочисленными видами были сельдь, пиленгас и черноморско-азовская тюлька (далее – тюлька), предложение которых вместе составляло 67 - 79 % от всех реализуемых видов.

Наименьший видовой ассортимент рыбы (до 6 - 7 видов) наблюдался с ноября 2010 г. по январь 2011 г. и в марте 2011 г. В эти в месяцы большинство продавцов занимались реализацией сельди, хамсы и пиленгаса.

Интересно отметить, что на протяжении всего периода обследований рыбных рядов Центрального рынка г. Керчи, в числе продаваемых рыб не был отмечен самый значимый по вылову в украинском морском рыболовстве вид - черноморский шпрот, а такие виды как пиленгас и сельдь присутствовали постоянно.

Как правило, количество продавцов рыбой на рынке было пропорционально количеству поступающей на него местной рыбы (под местной рыбой мы подразумевали продукцию пассивных орудий лова, поступающую на рынок из Керченского пролива и прилегающих к нему морских районов, а также продукцию индустриального рыболовства, выгружаемую в Керчи), следовательно, число продавцов является показателем вылова. Поэтому, чтобы выявить зависимость вылова и поступления местной рыбы на керченский рынок от ГМУ, мы сопоставили их с количеством продавцов.

Температурный фактор является определяющим в сезонности промысла, от него зависят сроки и интенсивность миграционного хода (черноморская барабуля, хамса, кефали и др.), образование и распад зимовальных скоплений (пиленгас, тюлька) местной рыбы. На-

сколько точно рыночный мониторинг отражает ход промысла мигрирующих рыб можно проиллюстрировать на примере хамсы, суточный вылов которой отслеживался Штабом путинь Азовгосрыбоохраны (рис. 3).

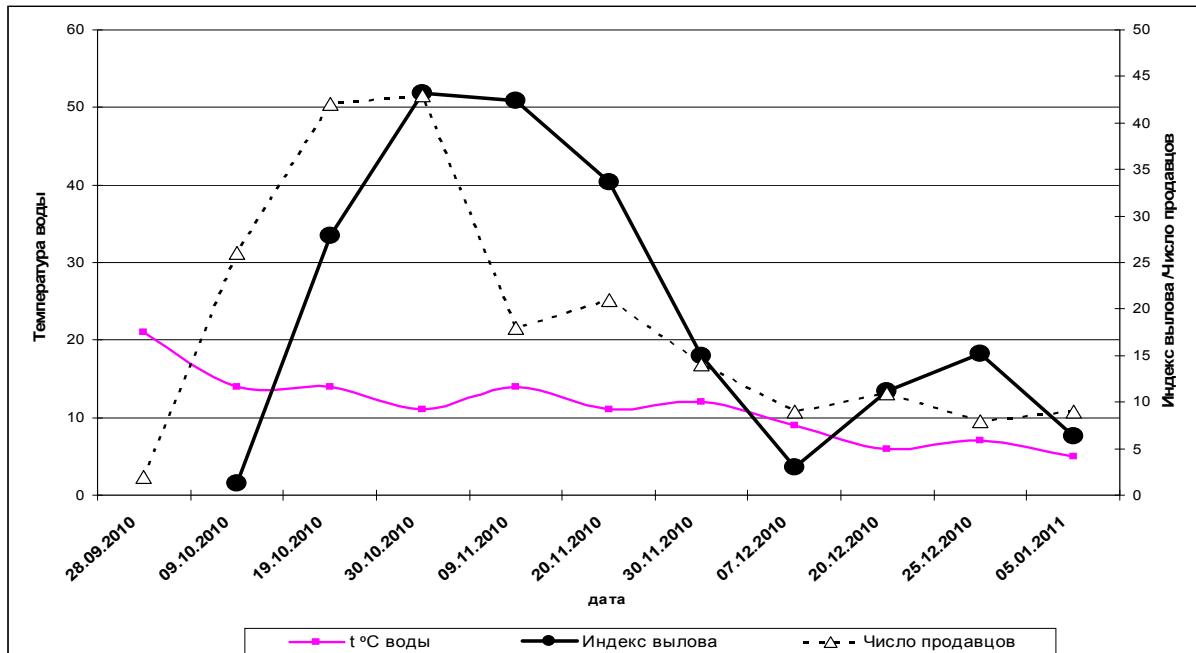


Рисунок 3 – Показатели рыночной торговли хамсой (число продавцов), индексы вылова кошельковыми неводами (среднесуточный вылов между датами рыночных обследований в тоннах, деленный на 4) и ход температуры морской воды (Опасное) в путину 2010/2011 гг.

В 2010 г. осенний переход температуры воды в Азовском море через 14°C произошел в первую пятидневку октября в результате кратковременного резкого похолодания и послужил толчком к началу зимовальной миграции хамсы и началу ее промысла кошельковыми неводами и активизации торговли на рынке. Дальнейшее постепенное понижение температуры воды до значений менее 10°C (первая пятидневка декабря) предопределило длительный характер путинь в Азовском море, явилось индикатором окончания интенсивного хода рыбы через Керченский пролив, перемещением промысла в Черное море и снижением рыночного предложения. До начала промысла кошельковыми неводами поступление хамсы на рынок происходило преимущественно из уловов пассивных орудий лова. Более быстрый рост рыночного предложения в сравнении с ростом среднесуточного вылова в начале путинь происходил до насыщения местного рынка хамсой. Максимумы вылова и рыночного предложения хамсы совпали, затем темпы снижения предложения стали выше, чем темпы снижения вылова. Опережающее снижение предложения было вызвано насыщением местного рынка и сопровождалось снижением цены на рыбу. На переход температуры через 10°C ответы промысла и рынка были сходными.

Мониторинг рынка позволяет получать представления о ходе миграций и местного промысла рыб, которые не отслеживаются Штабом путинь, например, черноморской барабули (далее - барабуля). Среди мигрирующих на зимовку в Черное море рыб барабуля является одним самых теплолюбивых видов. По литературным данным [2] ее выход из Азовского моря начинается с конца сентября и продолжается до конца ноября. Как известно, местный промысел барабули осуществляется ставными неводами главным образом во время ее весеннего захода в Азовское море и выхода из него осенью. Осенний промысел наиболее результативен. В 2010 г. он начался с переходом температуры воды через 22°C в обычные сроки, на что указывает соответствующий скачок рыночного предложения (рис. 4). Резкое похолодание в первых числах октября привело к интенсивному выходу этой рыбы в Черное море. Темпы дальнейшего выхолаживания замедлились, температура стала превышать норму, и это привело к более позднему, чем обычно, прекращению ее местного промысла.

Анализ рыночных предложений позволил на качественном уровне выявить их связь между поступлением на рынок рыбы с ветровой деятельностью. Так, более активно торгуют рыбой, выловленной пассивными орудиями лова в Азовском море при «нагонных» ветрах северных румбов и «азовском» течении. Хуже поступление на рынок азовской рыбы идет при «сгонных» ветрах и «черноморском» течении. Максимальное поступление черноморской рыбы происходит при самой низкой ветровой активности, а минимальное – при наиболее высокой силе ветра.

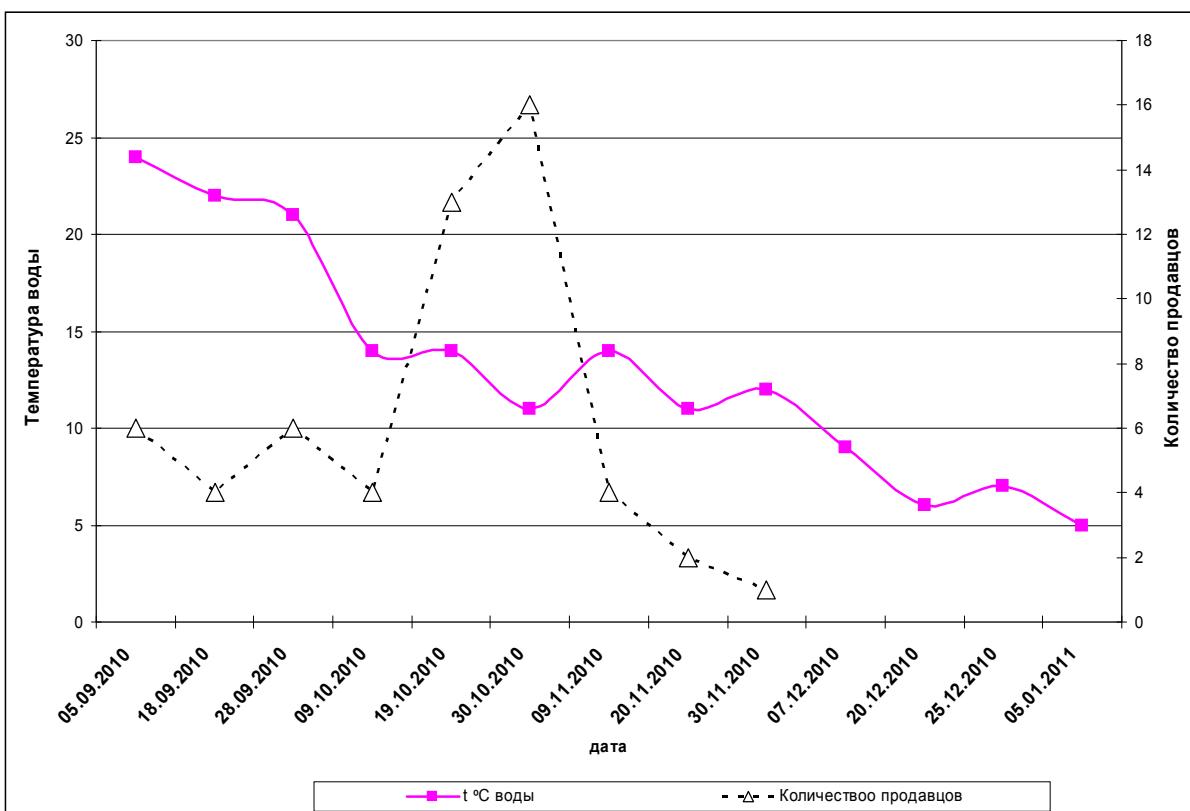


Рисунок 4 – Показатели рыночной торговли барабулей и ход температуры морской воды (Опасное)

Помимо получения представлений о миграциях, рыночный мониторинг открывает возможность оценки нелегального вылова рыбы, попытку которого мы выполнили на примере сельди. Практически весь объем украинской добычи сельди в Азовском море (с Керченским проливом) приходится на лов селедочными сетями в период с октября по апрель. Прилов сельди в другие орудия лова (ставные невода, вентеря и пр.) имеет место, но крайне незначителен. С принятием «Временных правил промыслового рыболовства в бассейне Азовского моря» (декабрь 1999 г.) украинский специализированный промысел сельди, дающий более 95 % вылова этой рыбы, может ежегодно проводиться только после утверждения центральным отраслевым органом управления «Режима специального промыслового рыболовства в бассейне Азовского моря» (далее – Режим) и его регистрации в Министерстве Украины. Режим регламентирует все атрибуты регулирования ее специализированного сетного промысла (промысловую меру, допустимый прилов молоди и пр.).

Для полного 2011 г. мы располагаем возможностью помесечного сопоставления результатов рыночного мониторинга сельди с ее официальным выловом. В 2011 г. Режим был утвержден 12 марта, на оформление разрешительной документации пользователей, проводивших специализированный промысловый лов селедочными сетями, ушло еще около недели. Таким образом, с начала января до начала третьей декады марта практически весь объем поступления сельди на рынок был нелегальным (в 2011 г. исследовательский лов ЮгНИРО селедочными сетями, проведение которого не связано с утверждением Режима, начался только в середине мая). Между тем, в первом квартале 2011 г. на Центральном рынке г. Керчи торговля свежей и малосольной сельдью осуществлялась регулярно и достаточно интенсивно (рис. 5).

На диаграмме отчетливо видно, что синхронные изменения официального вылова и числа продавцов происходили только с сентября по декабрь. В первом квартале 2011 г., когда полностью отсутствовал легальный промысел селедочными сетями, несоответствие регистрируемого вылова рыночному предложению наиболее очевидно.

Значения отношений официального месячного вылова сельди (t) к среднемесячному числу продавцов в течение 2011 г. изменялись от 0 в феврале до 0,187 в ноябре (табл. 2). Отсюда следует, что в феврале наблюдалась 100 % поступление нелегальной сельди на керченский рынок, а ноябре его доля была минимальной.

Если допустить, что в ноябре официальный вылов сельди полностью совпадал с реальным, а в остальные месяцы 2011 года соотношение между реальным выловом и рыночным предложени-

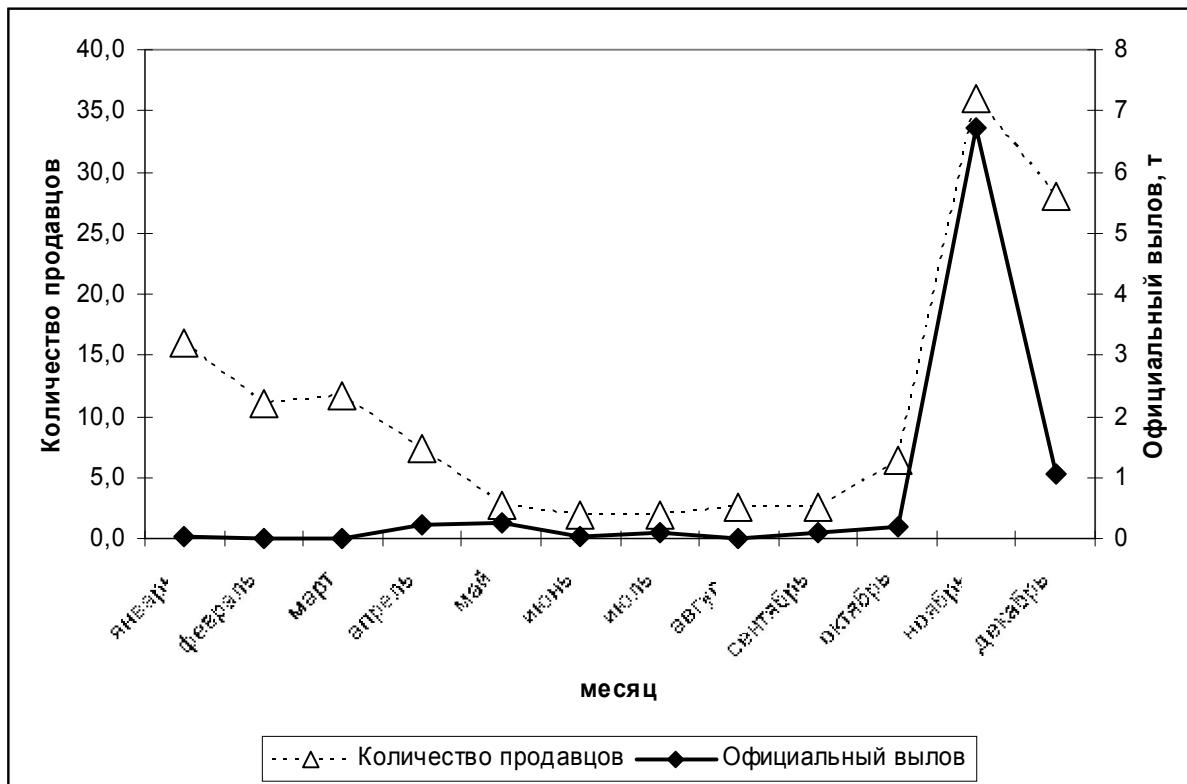


Рисунок 5 – Предложения (среднемесячное количество торговцев) и помесячный вылов сельди (т) в 2011 г.

ем (среднемесячным количеством продавцов сельди) равнялось ноябрьскому (в табл. 2 оно обозначено $(Y/N)_{max}$), то для каждого из месяцев можно оценить реальный (Y') и неучтенный ($Y' - Y$) вылов этой рыбы.

Таблица 2 – Среднемесячное количество продавцов (N), официальный вылов (Y, т) и оценки реального вылова (Y' , т) в 2011 г.

Месяц	N	Y	Y/N*	$Y' = N \cdot (Y/N)_{max}$	$Y' - Y$
Январь	16,0	0,041	0,003	2,993	2,952
Февраль	11,0	0,000	0,000	2,058	2,058
Март	11,7	0,010	0,001	2,182	2,172
Апрель	7,3	0,221	0,030	1,372	1,151
Май	2,7	0,252	0,095	0,499	0,247
Июнь	2,0	0,027	0,014	0,374	0,347
Июль	2,0	0,100	0,050	0,374	0,274
Август	2,5	0,013	0,005	0,468	0,455
Сентябрь	2,5	0,110	0,044	0,468	0,358
Октябрь	6,3	0,192	0,030	1,185	0,993
Ноябрь	36,0	6,734	0,187	6,734	0,000
Декабрь	28,0	1,066	0,038	5,238	4,172
Σ_{I-XII}	-	8,766	-	23,943	15,177

* $(Y/N)_{max}$ выделено полужирным шрифтом.

Полученная таким способом оценка неучтенного улова сельди в 2011 г. (15 т) почти вдвое превышает официальный вылов, и скорее всего, она является сильно заниженной. Понятно, что и в ноябре идет утечка улова на сторону, но по нашим материалам оценить ее не представляется возможным.

Выполненная нами работа показывает принципиаль-

ную возможность получения важной промыслово-биологической информации об азово-черноморских промысловых рыбах путем проведения регулярного мониторинга городской рыночной торговли. Такой мониторинг не требует больших затрат, и может служить подспорьем традиционным рыбохозяйственным исследованиям в Азово-Черноморском бассейне.

Литература

1. Дерипаско О.А., Изергин Л.В., Демьяненко К.В. Рыбы Азовского моря / Под ред. Н. Г. Богуцкой. Запорожье. – Бердянск: ООО НПК «Интер - М», 2011. – 288 с.

2. Сиротенко М.Д., Данилевский Н.Н. Барабуля // Сырьевые ресурсы Черного моря : Монография. – М., 1979. – С. 157 - 166.
3. Шляхов В.А., Михайлюк А.Н. Лимиты важнейших промысловых рыб Черного и Азовского морей в 2007 - 2010 гг. и проблемы их освоения // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : Тези IV Міжнародної іхтіологічн. наук.-практичн. конф. – Одеса: Фенікс, 2011. – С. 272 - 275.
4. Black Sea Fish Check Lis. A Publication of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution / Compiled by M. Yankova. – 2009. – http://www.blacksea-commission.org/_publications.asp.
5. Shlyakhov V.A., Daskalov G.M. Chapter 9 The state of marine living resources // State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7) / Edited by Temel Oguş. – Publication of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC), Istanbul, Turkey. – 2008 – 3. – Pp. 321 - 364.

УДК 597-2/.5:591.2:576.89 (262.54)(26.04)

**О СЛУЧАЯХ МАССОВОЙ ГИБЕЛИ КЕФАЛИ ЛОБАНА (*MUGIL CEPHALUS*)
И АЗОВСКОЙ ХАМСЫ (*ENGRAULIS ENCRASICOLUS MAEOTICUS*)
В АКВАТОРИИ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА**

В. Н. Мальцев

Зональная специализированная государственная лаборатория ветеринарной медицины по болезням рыб и других гидробионтов

В работе представлены результаты полевых эпизоотических, лабораторных клинических, патологоанатомических и паразитологических исследований рыб, сопряженные с анализом гидрометеорологических и иных фактических данных. Установлено, что с 20 февраля по 4 марта 2011 г. аномальное поведение и массовая гибель лобана в акватории Керченской бухты была вызвана переохлаждением рыб. Резкое похолодание привело к понижению поверхностной температуры воды в Керченском проливе до 0 °C, которая для теплолюбивого лобана является смертельной. Прямой ущерб от поедания ослабленных лобанов околоводными птицами, от браконьерского лова и от гибели рыб оценен на уровне 2000 кг. Предпосылкой гибели лобанов стало изменение миграционного поведения его популяций, которые остались зимовать в Керченском проливе, по-видимому, под влиянием аномально теплых ноября и декабря 2010 г. Зараженность лобана паразитами могла понизить устойчивость рыб к действию неблагоприятных факторов. Причиной массовой гибели 10 - 15 т азовской хамсы, произошедшей 25 - 26 ноября 2011 г. в южной части Керченского пролива и предпроливье Черного моря, также стало переохлаждение рыб. Резкое похолодание в сочетании со штормовыми северо-восточными ветрами привели к понижению поверхностной температуры воды до 2,8 - 3,1 °C, которая для хамсы является смертельной. Предпосылкой гибели хамсы стала высокая популяционная численность рыб, зашедших на нагул в Азовское море, а также задержка хамсы в местах нагула. Низкая зараженность хамсы личинками нематод оказывала благотворное влияние на состояние упитанности рыб и, следовательно, на их устойчивость к неблагоприятным факторам. Подобные случаи массовой гибели лобана и хамсы регистрировались и раньше. На наш взгляд, они демонстрируют один из механизмов естественного регулирования популяционной численности этих рыб в экосистеме Азовского и Черного морей.

Ключевые слова: массовая гибель рыб, переохлаждение рыб, паразиты, *Mugil cephalus*, *Engraulis encrasiculus maeoticus*, Керченский пролив

Введение

Кефаль лобана (*Mugil cephalus*) –aborигенный для Азовского и Черного морей вид кефалевых (сем. *Mugilidae*). Зимует в различных районах Черного моря, формируя относительно изолированные друг от друга зимовальные скопления (стада). Ежегодно в марте - апреле крымское и кавказское стада лобана мигрируют через Керченский пролив из Черного моря в Азовское на нагул. В июне - августе они возвращаются в Черное море для нереста, а затем повторно заходят в Азовское море, где нагуливаются перед зимовкой до глубокой осени [3, 4]. С похолоданием воды лобан возвращается через Керченский пролив в Черное море на зимовку.

Лобан – теплолюбивый вид кефали. Оптимальная температура воды для его зимовки составляет плюс 9 - 10 °C [5]. Температура воды ниже 7 °C приводит к оцепенению рыб, а при температуре воды плюс 2 - 4 °C и ниже лобан гибнет от переохлаждения [9, 23]. Значительная часть молоди лобана погибает во время неблагоприятных зимовок [8, 9, 18]. Зимой 2004 г. в акватории Ялтинского порта водолазы наблюдали, что обширная площадь дна покрыта слоем мертвый кефали [17]. Описан случай аномального поведения и массовой гибели взрослых лобанов в зимние месяцы 1954 г. у побережья Северного Кавказа [2]. Подобные случаи неоднократно наблюдались рыбаками и местными жителями поселков, расположенных на побережье Керченского пролива (устные сообщения). В 1949 г. зарегистрирован случай массовой гибели взрослых особей лобана (около 500 - 600 кг на 1 км побережья) в акватории Керченского пролива (Таманский залив). Эпизоотия была вызвана интенсивным поражением жаберного аппарата лобанов миксоспоридиями *Myxobolus exiguis* [20 - 22].

Азовская хамса (*Engraulis encrasiculus maeoticus*), как и лобан, зимует в Черном море. В апреле - мае мигрирует через Керченский пролив в Азовское море, где нерестится, а затем нагуливается до осени. Время выхода азовской хамсы из Азовского моря в Черное обусловлено как температурой воды, так и показателями упитанности рыб. Хамса с пониженной жирностью (ме-

нее 15 - 20 %) дольше обычных сроков задерживается в Азовском море и акватории Керченского пролива [10, 13].

Азово-черноморская хамса относится к группе теплолюбивых рыб; температура воды ниже плюс 5 - 6 °C является для нее смертельной. Случаи массовой гибели хамсы в Азовском море и Керченском проливе, вызванные внезапным наступлением холодов, регистрировались в 1919, 1934, 1952, 1953 гг. Так, в 1952 г. на побережье Азовского моря было вынесено до 100 т мертвых хамсы. Считается, что высокая смертность азовской хамсы на зимовках (20 - 80 %) регулирует ее популяционную численность в экосистеме Азовского и Черного морей, и может влиять на состояние ее запасов [1, 10, 12, 13, 24].

Основная часть

С 20 февраля по 4 марта 2011 г. на акватории Керченской бухты (северная часть Керченского пролива, г. Керчь, АР Крым) отмечалось массовое аномальное поведение взрослых лобанов. Некоторые очевидцы считали, что этот случай был спровоцирован технологическим погружением и поднятием из воды плавучей судоремонтной мастерской. Рыбы промысловой длины 250 - 450 мм всплывали на поверхность моря, вяло плавали между льдинами, слабо реагировали на внешние раздражители, были заторможенными и ослабленными, из-за чего становились легкой добычей рыбоядных птиц (больших бакланов *Phalacrocorax carbo*, серебристых чаек *Larus argentatus*) и рыбаков (рыб отлавливали сачками). При наблюдении с берега удалось оценить, что в течение светового дня несколько сотен птиц могли добывать до сотни лобанов (рис. 1). В этот период значительным по объему был браконьерский лов лобанов с помощью сачков и других орудий. Только 4 марта инспекторами Управления ветеринарной медицины г. Керчи на Центральном рынке города было конфисковано около 100 кг лобанов, реализуемых без документов, подтверждающих легальность их вылова. По нашему мнению, значительная часть ослабленных рыб погибала, и опускалась на дно на глубину 4 - 6 м. Однако, водолазный учет погибших лобанов не выполнялся в связи с трудоемкостью данных работ в зимний период.

Проведены лабораторные клинические, патологоанатомические и паразитологические исследования 14 экз. лобанов, выловленных в акватории Керченского пролива 1 - 4 марта 2011 г., из которых 10 экз. предоставлено нам Управлением ветеринарной медицины г. Керчи, 4 экз. – заведующим отделом морских живых ресурсов Азово-Черноморского бассейна ЮГНИРО (В. А. Шляховым). Установлено, что у рыб отсутствовали патологические признаки отравлений, инфекционных и инвазионных заболеваний, способных вызвать аномальное поведения лобанов.



Рисунок 1 – Серебристые чайки, расклевывающие добывшего ими лобана; г. Керчь, 4 марта 2011 г.

ЮГНИРО (В. А. Шляховым). Установлено, что у рыб отсутствовали патологические признаки отравлений, инфекционных и инвазионных заболеваний, способных вызвать аномальное поведение лобанов.

Зарраженность паразитами лобана (табл. 1) существенно не отличалась от таковой, характерной для рыб этого вида, мигрирующих осенью из Азовского моря в Черное на зимовку [25].

Жабры лобанов не были инвазированы эпизоотически опасными миксоспоридиями *M. exiguius*; целостность тканей жаберного аппарата рыб не была нарушена. В головном мозгу лобанов паразиты не выявлены. Установлено, что паразиты не были основной причиной аномального поведения и гибели лобанов. Однако, высокая инвазированность стенок кишечника и печени рыб цистами *Myxobolus* sp. (вид морфологически наиболее близок к *M. muelleri*, но отличался от него рядом признаков) (до 10 - 150 цист), интенсивная инвазия пищевода метацеркариями *Ph. sinocicum* (до 100 экз.), а также паразитирование в кишечнике рыб скребней *N. agilis* могли понижать устойчивость рыб к действию неблагоприятных факторов. У 3 - 4 экз. лобанов обнаружено нарушение структуры ткани и сильное замутнение хрусталиков глаз, которое не было вызвано паразитированием метацеркарий trematod рода *Diplostomum*. На наш взгляд, патологические изменения ткани хрусталика глаз лобанов могли быть обусловлены переохлаждением рыб. Такая рыба могла частично или полностью утрачивать функцию зрения и ориентацию во внешней среде.

Анализ метеорологических данных показал, что 13 - 15 февраля 2011 г., а затем 19 - 21 февраля 2011 г. в районе г. Керчи наблюдались аномально низкие температуры воздуха (-4 - -8 °C),

Таблица 1 – Зараженность паразитами лобана, пойманного в акватории Керченского пролива 1 - 4 марта 2011 г. (n = 14)*

Паразиты	Локализация в теле рыб	ЭИ, %	ИИ, экз.	СИИ±SE, экз.	ИО±SE, экз.
Trichodina sp.	Жабры	57,1	-	-	-
Myxobolus sp. (≈M.mulleri)	Стенка кишечника	21,4	15-150 цист	-	13,0±10,6
	Печень	7,1	10 цист	-	-
	Почки	7,1	4 цисты	-	-
	Плавательный пузырь	7,1	2-3 цисты	-	-
Sphaerospora sp.	Желчный пузырь	14,3	споры	-	-
Zschokkella sp.	Желчный пузырь	57,1	споры	-	-
Ligophorus spp.	Желчный пузырь	57,1	споры	-	-
<i>Solostamenides mugilis</i>	Жабры	50,0	8-48	20,6 ± 6,3	10,3 ± 4,1
<i>Phagicola</i> <i>sinoecum</i> met.	Жабры	14,3	1-2	-	-
Paracoenogonimus sp. met.	Стенка пищевода	78,6	1-100	31,1±11,9	24,4 ± 9,9
Saturnius sp.	Мускулатура тела	50,0	4-116	-	16,0 ± 9,3
<i>Haplosplanchnus</i> <i>pachysomus</i>	Мускулатура сердца	7,1	1	-	-
<i>Neoechinorhynchus</i> <i>agilis</i>	Желудок	28,6	3-30	-	4,3 ± 2,3
	Кишечник	28,6	3-50	-	7,3 ± 4,2
	Кишечник	28,6	2-8	-	1,1 ± 0,6

* n – количество исследованных рыб, экз.; ЭИ – экстенсивность инвазии, в %; ИИ – интенсивность инвазии, экз.; СИИ ± SE – средняя интенсивность инвазии с ошибкой, экз.; ИО ± SE - индекс обилия с ошибкой, экз.

сопровождавшиеся сильными ветрами. 18 - 24 февраля 2011 г. поверхностная температура воды в Керченском проливе снизилась до 0 °C, и до 4 марта 2011 г. была ниже плюс 4 °C (рис. 2). В феврале температура воды в Керченском проливе – самая низкая в течение года; разница поверхностной и придонной температуры воды в этот период составляет около 1 °C [11, 15].

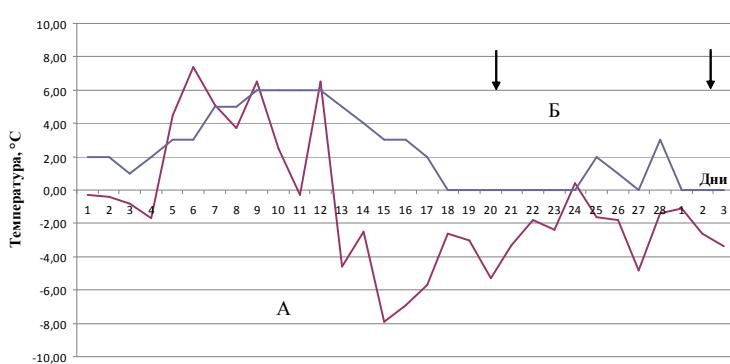


Рисунок 2 – Динамика дневной температуры воздуха в районе г. Керчи (8 - 900) и температуры воды в Керченском проливе в феврале - марте 2011 г.: А - дневные температуры воздуха; Б - температуры воды (данные взяты из архива Украинского метеорологического центра <http://meteo.com.ua>; <http://pogoda.ru.net>). Стрелками обозначен период аномального поведения и массовой гибели лобанов

существовали. Трупы издавали сильный гнилостный запах. Они всплыли на поверхность моря в том же месте Керченской бухты, где в феврале - марте 2011 г. отмечалось аномальное поведение лобанов. Степень разложения органов и тканей рыб свидетельствовала, что их гибель произошла несколько месяцев назад. Всплытие трупов рыб на поверхность моря было вызвано повышением температуры воды в Керченском проливе (с 1 по 30 мая 2011 г. – с 13 до 19 °C), усилившим интенсивность гнилостных процессов в их тканях. Другие виды рыб среди всплывших на поверхность мертвых лобанов не обнаружены.

В период с 10 по 30 мая 2011 г. на акватории Керченской бухты происходило массовое всплытие на поверхность моря трупов лобанов (рис. 3). 30 мая нами учтено около 200 экз. мертвых лобанов промысловой длины 330 - 550 мм. Со слов очевидцев, значительная часть вынесенных на берег трупов рыб была захоронена местными жителями и отдыхающими до нашего обследования.

Обследованные нами трупы лобанов были без чешуи, с полностью разрушенными плавниками, имели высокую степень гнилостного разложения тканей. Брюшная стенка многих рыб была полностью разрушена, внутренности от-



Рисунок 3 – Трупы лобанов, всплывшие на поверхность моря акватории Керченской бухты; 30 мая 2011 г.

и гибели лобанов мог достигать 2000 кг. Предпосылкой массовой гибели лобанов стало изменение миграционного поведения его популяций, которые не вышли на зимовку в Черное море, а остались зимовать в Керченском проливе. По-видимому, одной из причин изменения миграционного поведения лобанов были аномально теплые ноябрь и декабрь 2010 г. Так, в декабре 2010 г. температура воздуха в районе г. Керчи варьировала от 0,6 до 16,5 °C, а среднем $-7,8 \pm 1,0$ °C; аналогичные показатели температуры воды в Керченском проливе – 6 - 13 °C, $8,7 \pm 0,3$ °C. Потепление воды и воздуха в Керченском регионе наблюдается в течение последних 5 - 6 лет. За это время среднегодовая температура воздуха в этом регионе выросла на 1 °C [6, 11].

25 - 26 ноября 2011 г. в южной части Керченского пролива и предпроливье Черного моря произошла массовая гибель азово-черноморской хамсы (*Engraulis encrasicolus*), и ее вынос на побережье Керченского полуострова. Со слов очевидцев, во время резкого похолодания и сильно-го северо-восточного ветра еще живая, но малоподвижная хамса «как солома» волнами выноси-лась на берег.

1 декабря 2011 г. обследовано побережье протяженностью около 30 км, от п. Героевское (Кер-ченский пролив) до мыса Кыз-Аул (предпроливье Черного моря) (Ленинский район, АР Крым). Погибшая хамса сплошной серебристой лентой лежала на берегу на расстоянии от 2 до 5 м от уреза воды (рис. 4). Иногда рыба была перемешана с морскими водорослями и песком. Другие

виды рыб и беспозвоночных на по-бережье отсутствовали. На поверхности и на дне моря погибшая хамса не наблюдалась.

На разных участках обследованного побережья количество мертвый хамсы было различным. Наибольшая ее плотность обнару-жена у п. Набережное – до 30 кг рыбы на погонный метр (в сред-нем 1,0 - 1,5 кг/м). Севернее от п. Набережное, по направлению к п. Героевское, а также южнее, по направлению к мысу Такиль и мысу Кыз-Аул, количество мертвой хамсы на побережье уменьша-лось до 10 экз. рыб на погонный метр. Общее количество учтенной нами погибшей хамсы на участке от п. Героевское до мыса Кыз-Аул составило около 10 т (табл. 2).



Рисунок 4 – Участок побережья у п. Набережное с наибольшей плотностью мертвый хамсы; 1 декабря 2011 г.

Таблица 2 – Количество погибшей хамсы, учтенной на побережье 1 декабря 2011 г.

Обследованный участок	Протяженность участка, км	Средняя плотность погибшей рыбы, кг/м	Общий вес погибшей рыбы на участке, кг
п. Героевское – оз. Тобечик	7,5	0,02-0,04	150-300
оз. Тобечик – п. Набережное	5,5	1,0-1,5	5500-8250
п. Набережное – м. Такиль	4,5	0,5-1,0	2250-4500
м. Такиль – м. Кыз-Аул	4,0	0,02-0,03	80-120
		Всего:	7980-13170

Судя по морфологическим признакам, погибшая хамса принадлежала к азовскому подвиду (*Engraulis encrasicolus maeoticus*). Ее размерно-весовые показатели в сопоставлении с хамсой, выловленной в Керченском проливе накануне гибели, представлены на рис. 5.

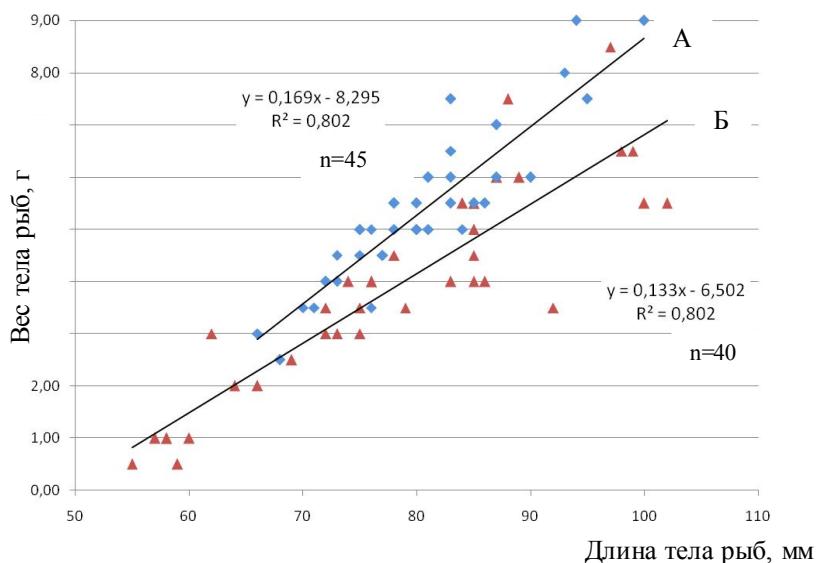


Рисунок 5 – Графики и уравнения линейной регрессии между промысловой длиной и весом тела азовской хамсы, пойманной 1 - 21 ноября 2011 г. в Керченском проливе (А), и погибшей в южной части Керченского пролива 25 - 26 ноября 2011 г. (Б)

ставлена всеми возрастными группами рыб с доминированием трехлеток.

Проведены лабораторные клинические и патологоанатомические исследования 30 экз. хамсы, собранной на побережье 1 декабря 2011 г. Тело хамсы не имело чешуи, кожа и плавники обсохли, глаза впали, жабры подсохли и засорились песком, внутренние органы – в начальной стадии разложения. Плохая сохранность рыб не позволила нам детально изучить состояние их жаберного аппарата и внутренних органов, а также провести их полноценные паразитологические исследования. Тем не менее, хамса выглядела достаточно упитанной, имела высокую долю жира в полости тела и в мускулатуре. Внешние части тела и внутренние органы рыб не имели патологических признаков отравлений, инфекционных и инвазионных заболеваний. Проанализирована зараженность паразитами хамсы, выловленной в акватории Керченского пролива на накануне гибели (табл. 3).

Показатели зараженности паразитами были обычными для хамсы, выходящей из Азовского в Черное море на зимовку [7, 14, 16]. Личинки нематод *H. aduncum*, выявленные у двух из трех зараженных рыб, были погибшими; показатели инвазии ими – низкие. Личинки нематод не ока-

зывают массового поедания выброшенной на берег хамсы околоводными птицами (главным образом, серебристой чайкой), а также с учетом замыкания погибших рыб песком прибоя, общее количество погибшей в южной части Керченского пролива и предпроливье Черного моря хамсы, по нашим оценкам, могло достигать 15 т.

Кривые и уравнения регрессий двух проб хамсы несколько отличаются друг от друга. На наш взгляд, эти различия обусловлены тем обстоятельством, что погибшая хамса пролежала на берегу от времени гибели до времени отбора пробы в течение 5 суток (с 26 ноября по 1 декабря 2011 г.) при дневной температуре воздуха +2 - +4 °C. За это время хамса обветрилась и обсохла, вес ее тела уменьшился за счет потери влаги. Погибшая хамса была пред-

Таблица 3 – Зараженность паразитами азовской хамсы, выловленной в акватории Керченского пролива 1 - 21 ноября 2011 г. ($n^* = 45$)

Паразиты	Локализация в теле рыб	ЭИ, %	ИИ, экз.	СИИ±SE, экз.	ИО±SE, экз.
<i>Stephanostomum</i> sp. met.	Жаберная полость	20,0	1-4	-	$0,38 \pm 0,13$
<i>Hysterothylacium aduncum</i> 1.3	Полость тела	6,7	1-2	-	$0,09 \pm 0,05$
<i>Mothocyta taurica</i>	Жабры	8,8	1	-	$0,09 \pm 0,04$

* Обозначения см. табл. 1.

зывали отрицательного влияния состояние упитанности рыб и, следовательно, на их устойчивость к неблагоприятным факторам [19]. Не характерные для хамсы изоподы *M. taurica*, вероятно, перешли на хамсу от атерины черноморской (*Atherina boyeri*) и азово-черноморской сельди (*Alosa immaculata*) в ставниковых орудиях лова. Установлено, что паразиты не были причиной и не способствовали массовой гибели хамсы.

Анализ метеорологических данных показал, что с 25 на 26 ноября 2011 г. дневная температура воздуха в районе Керченского пролива опустилась до -4°C , а ночью – даже до -8°C . Температура воды в южной части Керченского пролива снизилась до плюс $2,8 - 3,1^{\circ}\text{C}$. Сила северо-восточного ветра достигала 8 - 15 м/с. Высота волн в Керченском проливе, направленных в сторону крымского берега, была 1,0 - 1,3 м (данные Авиационной метеорологической станции г. Керчи) (рис. 6).

Таким образом, на основании собранных и проанализированных нами данных установлено,

что причиной массовой гибели хамсы в южной части Керченского пролива и предпроливье Черного моря 25 - 26 ноября 2011 г. стало переохлаждение рыб. Резкое похолодание воздуха в сочетании со штормовым северо-восточным ветром привели к понижению поверхностной температуры воды до $2,8 - 3,1^{\circ}\text{C}$, которая для хамсы является смертельной. Предпосылкой гибели хамсы стала высокая популяционная численность рыб, зашедших на нагул в Азовское море, а также задержка хамсы в местах нагула. Так, по мнению А.К. Чащина (ЮГНИРО), в 2011 г. была учтена рекордная биомасса хамсы в Азовско-Черноморском бассейне – около 700 тыс. т (устное сообщение)¹. Недостаточно упитанная хамса, как правило, дольше задерживается в местах нагула, более поздно выходит в Черное море на зимовку, что повышает риск ее массовой гибели от внезапных холодов [12, 13].

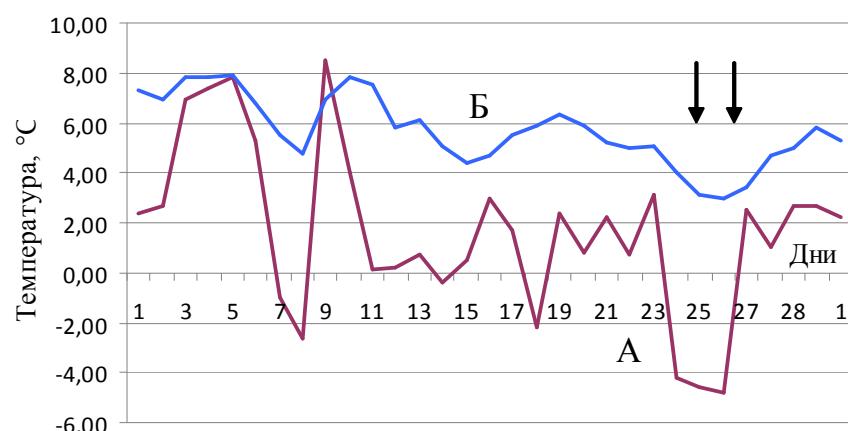


Рисунок 6 – Динамика дневной температуры воздуха (8 - 9⁰⁰) и температуры воды в южной части Керченского пролива в ноябре 2011 г.: А – дневные температуры воздуха; Б – температуры воды (данные взяты из архива Украинского метеорологического центра: <http://meteo.com.ua>; а также предоставлены нам Авиационной метеорологической станцией г. Керчи). Стрелками обозначен период массовой гибели азовской хамсы

Случаи массовых гибелей рыб в Азовском и Черном морях происходят регулярно. В последние же годы, на наш взгляд, они участились. Возможной причиной этого может быть потепление

Заключение

Результаты наших исследований согласуются с данными других специалистов, расследовавших аналогичные случаи гибели лобана и хамсы в Азовском и Черном морях. На наш взгляд, подобные гибели демонстрируют один из механизмов естественного регулирования популяционной численности этих рыб в экосистеме Азовского и Черного морей.

Случаи массовых гибелей рыб в Азовском и Черном морях происходят регулярно. В последние же годы, на наш взгляд, они участились. Возможной причиной этого может быть потепле-

¹Сведения опубликованы также на сайте: <http://fresh.org.ua>.

ние климата и климатические аномалии, происходящие в последнее десятилетие в Азово-Черноморском регионе.

Мы считаем, что каждый случай гибели рыб подлежит специальному исследованию с целью документально установить масштабы гибелей и их точные причины. Полученные в таких исследованиях фактические данные могут быть использованы для более детальной оценки состояния промысловых популяций рыб, для прогнозирования повторений гибелей рыб, для разработки мероприятий по ликвидации их последствий, компенсации прямых и косвенных ущербов, наносимых популяциям и экосистемам.

Литература

1. Беренбейм Д.Я. Гидродинамические условия как причина гибели хамсы в Керченском проливе // Океанология. – 1965. – № 5. – Вып. 5. – С. 891 - 893.
2. Гудимович П.К. Случаи гибели ставриды и лобана в Черном море // Рыбное хозяйство. – 1955. – № 2. – С. 58 - 59.
3. Зуев Г.В., Мельникова Е.Б. Экологическое (внутривидовое) разнообразие ихтиофауны // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор). – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С. 380 - 408.
4. Куликова Н.И., Розенвассер Ю.М. К характеристике внутривидовой структуры лобана (*Mugil cephalus* L.), заходящего в Азовское море // Физиологические основы воспроизводства морских и проходных рыб : Сб. научн. трудов ВНИРО. – М.: Легкая пром-ть, 1983. – С. 25 - 30.
5. Куликова Н.И., Шекк П.В. Биотехника искусственного воспроизводства кефалей (лобана, сингиля, пиленгаса) с описанием схемы типового рыбопитомника. – Керчь: ЮгНИРО, 1996. – 27 с.
6. Ломакин П.Д., Панов Б.Н., Спиридонова Е.О. Особенности межгодовых и сезонных вариаций гидрометеорологических условий в районе Керченского пролива за два последних десятилетия // Мор. гидрофиз. журн. – 2010. – № 2. – С. 36 - 48.
7. Мальцев В.Н., Ждамиров В.Н., Булли А.Ф., Максимова Т.Г. и др. Эпизоотическое состояние популяций промысловых рыб Азовского моря : Отчет о НИР. – Керчь: ЮгНИРО, 1999. – 61 с.
8. Мануйленко Е.А. Выживаемость молоди остроноса и лобана в естественных условиях в зимних периодах // Рыбное хозяйство. – 1970. – № 8. – С. 13 - 14.
9. Мовчан Ю.В. Вьюновые, сомовые, икталуровые, пресноводные угри, конгеровые, саргановые, тресковые, колюшковые, игловые, гамбузиевые, зеусовые, сфиреновые, кефалевые, атериновые, ошибеневые : Fauna України : Риби. – К.: Наукова думка, 1988. – Т. 8, вып. 3. – 368 с.
10. Павлов П.И. Личинкохордовые (асцидии, аппендикулярии), бесчелепные (головохордовые), позвоночные (круглоротые, хрящевые рыбы, костистые рыбы – осетровые, сельдевые, анчоусовые, лососевые, хариусовые, щуковые, умбровые) : Fauna України : Риби. – К.: Наукова думка, 1980. – Т. 8, вып. 1. – 352 с.
11. Панов Б.Н., Спиридонова Е.О. Особенности гидрометеорологических условий Керченского региона и их длиннопериодная изменчивость // Система контроля окружающей среды : Средства, модели и мониторинг : сборник научных трудов. – Севастополь, 2007. – С. 193 - 199.
12. Сальников Н.Е. О случаях гибели хамсы в Азовском море // Вопросы ихтиологии. – 1957. – Вып. 9. – С. 129 - 132.
13. Световидов А.Н. Рыбы Черного моря. – М.-Л.: Наука, 1964. – 551 с.
14. Солонченко А.И. Гельминтофауна рыб Азовского моря. – К.: Наукова думка, 1982. – 152 с.
15. Спиридонова Е.О., Панов Б.Н. Особенности водообмена через Керченский пролив и возможные последствия его изменений // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. научных трудов. – Севастополь, 2008. – С. 265 - 274.
16. Терехов П.А. О контракозе азовской хамсы *Engraulis encrasicolus maeoticus* Pusanov // Вопросы ихтиологии. – 1979. – Т. 19, вып. 4(117). – С. 759 - 761.
17. Ушаков О. Зимний запрет // Газета «Боспор». – 2005. – № 47. – С. 8.
18. Чернышенко А.С. Паразитофауна молоди кефали, зимующей в зимовалах Шаболатского лимана // Праці Одеськ. ун-ту : Сер.: Біол. наук. – 1962. – 152, 11. – С. 100 - 104.
19. Щепкина А.М. Особенности липидного состава тканей черноморской хамсы на протяжении годового цикла и при поражении гельминтами // Экология моря. – 1980. – Вып. 3. – С. 33 - 39.
20. Шульман С.С. К вопросу о патогенности слизистого споровика *Myxobolus exiguis* и связанных с ним эпизоотиях // Изв. Всесоюзн. научно-исслед. инст. озерн. и речн. рыбн. хоз. – 1957. – 42. – С. 328 - 330.
21. Шульман С.С. Миксоспоридии фауны СССР. – М.-Л.: Наука, 1966. – 507 с.
22. Юрахно В.М. Болезни черноморских и азовских рыб, вызываемые миксоспоридиями (Мухозоа: Myxosporea) // Экология моря. – 2009. – Вып. 77. – С. 33 - 37.
23. Яновский Э.Г. Рыбы Азовского моря. – Бердянск. – 2001. – 91 с.
24. Chashchin A.K. The Black Sea population of anchovy // Scientia Marina. – 1996. – 60 (Supl. 2). – Pp. 219 - 225.
25. Maltsev V.N. Results of parasitological researches of mullet fishes in the Kerch Strait region (Azov and Black Sea basin) // Fifth International Symposium on Aquatic Animal Health. September 2 - 6, 2006, San Francisco, California, USA : Program and Abstracts. – P. 174.

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЗАРАЖЕННОСТИ КАМБАЛЫ-КАЛКАН
PSETTA MAXIMA MAEOTICA (L., 1758) НЕМАТОДОЙ *HYSTEROTHYLACIUM
 ADUNCUM* (RUD., 1802) У ЮГО-ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ КРЫМА**

А. В. Завьялов, Д. К. Гуцал, Т. Г. Белоиваненко

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

*Дана оценка особенностей межгодовой зараженности камбалы-калкан фоновым паразитом нематодой *Hysterothylacium aduncum* в районе Севастополя. Выявлены причины динамики показателей зараженности в зависимости от колебания популяционных характеристик камбалы-калкан в разные годы. Установлено, что самцы заражены больше, чем самки. Отмечена тенденция повышения показателей зараженности на фоне увеличения популяционных характеристик рыбы в последние годы.*

Ключевые слова: нематода, камбала-калкан, возрастная структура, популяция, инвазия, доминирующий возраст

Введение

В течение последних пятидесяти лет ихтиоцены Черного моря в силу ряда обстоятельств испытывали существенные экологические изменения. Эти изменения в полной мере затронули популяцию камбалы-калкан у юго-западного побережья Крыма в районе Севастополя.

Камбала-калкан распространена повсеместно по всей акватории Черного моря. Калкан – хищник, является одним из ценных промысловых видов рыб в Черном море, обитает на шельфе на глубине 120 - 140 м преимущественно на песчаных и илисто-песчаных грунтах. Наибольшие скопления образует в северо-западной части моря и районе Керченского пролива. Калкан живет долго, созревает поздно, питается в основном рыбой [1, 9, 10, 14]. У юго-западного побережья Крыма этот вид обитает на фазеолиновых грунтах и питается во время нагула (осень - зима) мерлангом, шпротом, хамсой и бычками [15]. Колебание количественных и размерно-возрастных параметров популяции калкана не могли не отразиться на зараженности его гельминтами, в частности нематодой *Hysterothylacium aduncum* (Rud., 1802) – фоновым паразитом, широко распространенным в Мировом океане в силу высокой экологической пластичности и широкой специфичности, способным выполнять функцию биологического индикатора среды [4]. Калкан играет важную роль в жизненном цикле паразита и занимает одно из мест на вершине пищевой пирамиды как хищник, является одним из основных, массовых окончательных хозяев нематоды. Камбала-калкан – охраняемый вид, и его промысел связан с определенными техническими и административными трудностями. По понятным причинам последние данные о зараженности камбалы были опубликованы в 1997 г. за период исследований с 1967 по 1992 гг. (экстенсивность инвазии 10 - 40 %; интенсивность 2 - 10 экз.) [5]. Зараженность определялась без учета популяционных характеристик рыбы. Поэтому целью данной работы является характеристика особенностей зараженности камбалы-калкан нематодой *H. aduncum* у юго-западного побережья Крыма в зависимости от динамики его популяционных характеристик в разные годы.

Основная часть

В 2006, 2009, 2010 и 2011 гг. рыб отлавливали в апреле - июле (нерест) в районе Севастополя камбалыми сетями (ячей 200 мм) (табл. 1).

Паразитологический анализ проводили по методу Быховской-Павловской [3]. Нематод *H. aduncum* идентифицировали морфометрическими методами с учетом родовых и видовых характеристик [4].

Популяция камбалы-калкан в Черном море и в частности у юго-западного побережья Крыма в течение последних десятилетий претерпела ряд негативных изменений, что можно видеть на основании данных приведенных в табл. 2 и 3.

Эти данные были получены сотрудниками ИнБЮМ за период 1989 - 2011 гг. Впервые эти негативные изменения были отмечены в 50 гг. XX века, когда после войны наращивались темпы восстанавливаемого народного хозяйства СССР. В этот период в популяции доминировали особи 5 - 8 лет с максимальным возрастом 13 лет, тогда как в 30 гг. прошлого века в районе Севастополя в траловых уловах встречались особи в возрасте до 26 лет и преобладали рыбы 4 - 12 лет [12].

Второе радикальное изменение количественного состава и возрастной структуры популяции камбалы-калкан пришлось на 80-е годы. Изъятие вида оказалось недопустимым в период 1981 - 1984 гг., достигнув 19,5 % годового запаса вследствие интенсивного турецкого промысла в нейтральных водах северо-западной части моря [8]. До 1993 г. действовал запрет на промысел калканы, что оказало благотворное влияние на количественные и размерно-возрастные параметры популяции. Сравнение размеров и возраста калканы выявило большую позитивную тенденцию. Калкан, выловленный в 1998 г., превосходил по размерно-массовым параметрам особей, выловленных в период запрета (1989 - 1991 гг.) [12]. С 1999 г. вновь усиливается промысловая нагрузка на популяцию камбалы у юго-западного побережья Крыма, что привело к резким негативным изменениям [2]. В течение последних десяти лет эти последствия проявились в падении средних промысловых значений длины и массы калканы, сокращении его возрастного интервала и резкого изменения соотношение количества самцов и самок. В 2003 г. усиление промысловой нагрузки на популяцию привело к катастрофическому сокращению количества самок, средних размеров и массы рыбы. В период 2000 - 2005 гг. происходят скачкообразные колебания параметров доминирующих в стаде возрастных групп. С 2006 г. прослеживается тенденция увеличения средних размеров и возрастных интервалов калканы. В 2009 г. значения средней промысловой длины и массы рыб достигли уровня 1998 г.; в популяции доминировали аналогичные возрастные группы и возрастные интервалы, как и сходное соотношение самцов и самок.

В 2010 и 2011 гг. по сравнению с 2009 г. незначительно увеличиваются размерно-весовые и возрастные характеристики популяции камбалы, как следствие резкого падения интенсивности тралового промысла у юго-западного побережья Крыма. В плане численности камбалы в разных районах побережья Крыма следует отметить, что в 2011 г. уловы в районе Севастополя исчислялись сотнями килограммов, а в Каркинитском заливе (п. Черноморское) и в районе Керченского полуострова – тоннами (данные рыбоохраны), чего не наблюдалось в предшествующие годы.

К сожалению, мы не обладаем данными о зараженности камбалы в пе-

Таблица 1 – Межгодовая характеристика материала

Годы	Количество в пробе, экз.	Размерный интервал в пробе, см	Кол-во самок, экз.	Кол-во самцов, экз.
2006	80	37,7 - 65,3	11	69
2009	136	33,5 - 53,7	29	107
2010	147	35,9 - 69,4	40	107
2011	76	38,6 - 71,2	22	54

Таблица 2 – Межгодовые изменения в размерно-возрастной структуре популяции калканы у юго-западного побережья Крыма в период 1989 - 2009 гг. [2, 6, 7, 12]

Годы	Средняя промысловая длина, см	Масса, кг	Средний возраст, годы	Доминирующий возраст, годы	Возрастной интервал в популяции, годы	Соотношение полов (δ/φ), %
1930-е	–	–	–	4-12	до 26 лет	–
1950-е	–	–	–	5-8	до 13 лет	–
1989-1991	48,0	4,3	6,0	5-7	3-15	50/50
1998	49,4	4,8	8,0	6-9	3-17	50/50
1999	44,8	3,5	7,5	6-8	3-16	80/20
2002-2003	40,5	2,6	6,5	6-7	–	92,2/7,8
2004	45,5	2,9	7,5	7-8	–	80/20
2005	44,5	–	6,5	6-7	3-13	80/20
2006-2007	44,2	–	6	5-7	3-13	85/15
2009	45,2	2,7	7	6,5-7,5	3-15	77/23

Таблица 3 – Межгодовые изменения в размерно-возрастной структуре популяции калканы у юго-западного побережья Крыма в период 2010 - 2011 гг. (данные Севастопольской рыбоохраны)

Годы	Средняя промысловая длина, см	Средняя масса, в кг	Средний возраст, годы	Доминирующий возраст, годы	Возрастной интервал в популяции, годы	Соотношение полов (δ/φ), %
2010	46,1	3,1	7,5	5-8	3-15	73/27
2011	48,2	3,3	7,5	6-8	3-16	71/29

риод 1999 - 2005 гг., что затрудняет в определенной степени анализ межгодовой зараженности. Можно сравнить только зараженность калкана с 2006 по 2011 гг. с показателями в 70 - 80-е гг. Перестроочный перерыв в исследованиях не позволяет дать максимально объективную оценку межгодовой динамики зараженности калкана фоновым паразитом. Но анализ динамики популяционных характеристик камбалы позволяет предположить о существовании закономерностей межгодовой зараженности данного вида в разные годы в районе Севастополя.

Следует отметить половые особенности зараженности камбалы-калкан. Самцы более заражены, чем самки. И для корректного анализа зараженности рыбы в популяции калкана у самок и самцов были определены возрастные интервалы и выделены доминирующие группы в разные годы (табл. 4). Мы считаем, что более низкая зараженность самок по сравнению с одновозрастными самцами обусловлена более сильными защитными функциями организма самок внерестовый период.

Таблица 4 – Зараженность доминирующих возрастных групп самок и самцов камбалы-калкан нематодами *H. aduncum* в районе Севастополя внерестовый период 2006 – 2011 гг.

Пол	Доминирующий размер рыб, см	Доминирующий возрастной интервал, годы	Количество экз. в группе	ИИ, экз.		ЭИ, %		ИО, экз.	
				кишечник	желудок	кишечник	желудок	кишечник	желудок
2006									
самки	55-60	7-8	10	1-3	1-3	50	30	1,0	0,8
самцы	45-55	5-7	34	2-16	1-2	53,2	13,4	3,1	0,6
2009									
самки	45-50	6,5-7,5	7	3-7	1-3	79,1	23	4,7	1,2
самцы	40-45	5-6,5	34	4-18	1-6	86,5	11,4	11,8	2,3
2010									
самки	55-65	6,5-8,5	11	2-9	1-3	57,3	16	4,6	0,6
самцы	43-60	5-6,5	42	3-22	1-9	77,6	12,8	5,3	1,7
2011									
самки	55-66	7-8,5	9	1-8	1-2	52,1	12,2	5,2	0,9
самцы	42-55	6-7	39	2-14	1-8	71,4	8,7	5,6	1,4

Примечание: ИИ – интенсивность инвазии, ЭИ – экстенсивность инвазии, ИО – индекс обилия.

Существует общепринятое мнение паразитологов о том, что нематоды по мере созревания двигаются от желудка к анальному отверстию. Из данных, представленных в табл. 4, следует, что зараженность кишечника всегда выше, чем зараженность желудка. По этому мы в наших исследованиях анализировали зараженность как в желудке, так и в кишечнике в один сезон (нерестовый – с апреля по июль), предполагая, что распределение нематод в пищеварительном тракте калкана в другие периоды календарного года отличается от периода нереста. Об этом свидетельствуют данные вскрытия единичных экземпляров камбалы в период нагула (осень – зима), хотя количественно этот материал не позволяет сделать достоверное заключение о локализации нематод в разных отделах пищеварительного тракта рыбы в разные сезоны. Вполне вероятно, что локализация нематод и их личинок в пищеварительном тракте в разные периоды года отличается по причине созревания нематод. Об этом свидетельствует отсутствие личинок нематод у калкана в период нереста, когда взрослые нематоды метают яйца. По нашему мнению продолжительность жизни *H. aduncum* ограничена одним поколением в организме одной особи в течение одного года с момента проникновения личинки паразита с пищей и последующего достижения половозрелой стадии, периода репродукции и гибели. Мы предполагаем, что личинки *H. aduncum* 3, 4 стадий попадают массово в организм калкана по трофической цепи с конца лета до начала зимы (нагула). В течение этого периода личинки взрослеют, созревают и со следующей весны до конца лета половозрелые нематоды выбрасывают яйца, а в начале осени гибнут. Вероятно, накопление личинок и их созревание происходит с конца лета – начала осени, когда калкан начинает усиленно питаться.

По сравнению с периодом 1967 - 1992 гг. в 2006 г. практически не изменились значения экстенсивности инвазии, но существенно повысилась интенсивность инвазии в кишечнике у самцов. Если учитывать тот факт, что в 70 и 80-е годы соотношение самцов и самок 50/50, а в 2006 г. –

85/15 и все показатели зараженности самцов в два раза выше чем у самок, то инвазия всей популяции выросла в 5,6 раз. В 2009 г. зафиксированы самые высокие показатели зараженности как у самцов, так и у самок за весь исследуемый период (с 2006 по 2011 гг.). Эти значения номинально возросли в два раза, но если учитывать, что соотношение самцов и самок в 2009 г. было 77/23 то зараженность популяции выросла не в два, а более, чем в шесть раз. В 2010 и 2011 гг. соотношение самцов и самок и другие популяционные характеристики калкана соответствуют характеристикам, отмеченным в 1999 г. (70/30). Это позволяет предположить, что и зараженность имела аналогичную тенденцию. Показатели инвазии незначительно выросли по сравнению с 2006 г., но существенно уменьшились по сравнению с 2009 г.

Зараженность различных окончательных хозяев *H. aduncum* зависят от ряда факторов: биологии вида, принадлежности гидробионта к экологической группе, статуса хозяина в паразитарной системе (структурный уровень хозяина) [11], особенностей рациона питания и изменение состава пищи с возрастом, что очень часто меняет вектора передачи инвазии по трофическим цепям, что можно видеть на примере мерланга и калкана. При недостатке мерланга в рационе питания калкана он поднимается в пелагиаль и активно преследует шпрота и хамсу [15]. В последние десятилетия в ряде факторов определяющих межгодовые изменения показателей зараженности, на первом плане следует антропогенное влияние, которое многопланово воздействует не только на отдельные компоненты паразитарной системы *H. aduncum*, но и на прибрежную экосистему в целом. Ненормированный траловый промысел отразился не только на популяции камбалы-калкан, но и гидробионтах, входящих в его рацион питания. При этом донные траления наносят не только прямой урон численности той или иной популяции рыб, но и нарушают целостность донных и придонных сообществ. Примером такого нарушения может служить катастрофическое снижение численности мерланга в период до 2009 г. по причине сокращения его нагульных территорий у побережья Крыма. На это немедленно отреагировала вся трофическая цепь в виде сокращения численности калкана и его размерно-весовых и возрастных характеристик. Так как у юго-западного побережья Крыма основной единицей в рационе питания калкана является мерланг [15], сокращение его в традиционных местах нагула привело к тому, что калкан был вынужден переключиться на другие виды шпрот и хамсу. Подъем калкана в пелагиаль и активное преследование пелагических и придонно-пелагических рыб существенно отразилось на степени энергетических затрат, а следовательно и на размерно-весовых характеристиках рыбы. Следствием этого и неоправданно высокой промысловой нагрузкой на популяцию явилось сокращение популяционных характеристик калкана в последнее десятилетие. Но при этом возросла зараженность популяции камбалы в целом за счет увеличения доли самцов, больше зараженных, чем самки.

Есть еще одно очень важное уточнение по поводу особенностей зараженности камбалы-калкан *H. aduncum*. Данный вид не является массовым в организме калкана в отличие от цестод *Botrriocephalus gregarius* Renaud, Cabrion et Romestand, 1984 и *Scolex pleuronectis* Muller, 1788 [5], которыми заполнен весь просвет пищеварительного тракта рыбы. В организме камбалы личинки нематод проникают вместе с пищей. Их количество увеличивается по мере нагула рыбы (осень - зима). При идеальных условиях личинки *H. aduncum* по своей численности могли бы конкурировать в организме калкана с цестодами. Но этого не происходит. Количество взрослых нематод в пищеварительном тракте камбалы значительно меньше числа цестод. Вероятно, эволюционно сложилось так, что калкан оказался менее специфичным хозяином для нематод, чем для цестод. Вероятнее всего, нематоды стали паразитами калкана эволюционно позже цестод. Следовательно, они не смогли в большей степени приспособиться к организму хозяина как плоские черви [5]. Возможно, существуют механизмы на биохимическом уровне, регулирующие степень зараженности рыбы нематодами, либо метаболизм цестод ограничивает массовое развитие личинок нематод до взрослой особи. Не исключено, что могут быть и другие, например, возрастные, физиологические механизмы регуляции численности гемипопуляции взрослых нематод в организме калкана. На наш взгляд, не стоит исключать значения такого фактора, как плодовитость нематод и цестод, что, без сомнения, существенно определяет степень зараженности рыбы разными паразитами.

Заключение

В популяции камбалы-калкан у юго-западного побережья за последнее десятилетие произошли существенные изменения соотношения количества самцов и самок. Самцов стало в несколько раз больше по сравнению с периодом до 1998 г. Зараженность самцов у юго-западного побережья Крыма выше, чем у самок. Соответственно выросла зараженность всей популяции в районе Се-

вастополя. С 2009 по 2011 гг. в результате резкого снижения промысловой нагрузки на популяцию и интенсификации природоохранных мер, наблюдается постепенное увеличение популяционных характеристик рыбы. На фоне этих позитивных изменений происходит постепенное увеличение зараженности камбалы-калкан фоновым паразитом.

Благодарность

Автор приносит благодарность сотрудникам отдела ихтиологии к.б.н. А.Н. Ханайченко и к.б.н. В.Е. Гирагосову, бригаде рыбаков ИнБЮМ, рыбакам третьей рыболовецкой бригады колхоза «Путь Ильича», предпринимателю Ю.Н. Селихову и сотруднику Севастопольской рыбоохраны С.И. Перепилице за предоставление материала и данных об уловах и размерно-весовых характеристиках рыбы.

Литература

1. *Винарик Т.В.* Современное состояние запасов камбалы-калкан в Черном море и пути повышения ее численности // Биология шельфовых зон Мирового океана. – Владивосток, 1982. – Ч. 3. – С. 11 - 12.
2. *Битюкова Ю.Е., Зуев Г.В., Данилюк О.Н.* Современное состояние нерестовой популяции камбалы-калкан (*Psetta maeotica*) на юго-западном шельфе Крыма // Проблемы и решения в современном рыбном хозяйстве на Азовском бассейне : Материалы юбил. научно-практич. конференции, посвященной 30-летнему юбилею основания в г. Бердянске рыбохозяйственной науки. Бердянск, 9 - 11 ноября 2005 г. – Мариуполь, 2005. – С. 14 - 17.
3. *Быховская-Павловская И.Е.* Паразиты рыб: руководство по изучению // Методы зоологических исследований – практике / гл. ред. О.А. Скарлато; АН СССР, Зоол. ин-т. – Л.: Наука, 1985. – 123 с.
4. *Гаевская А.В.* Анизакидные нематоды и заболевания, вызываемые ими у животных и человека. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. – 223 с.
5. *Гаевская А.В., Солонченко А.И.* Гельминтофауна камбалообразных (Pisces: Pleronectoformes) Черного моря // Экология моря : сб. науч. трудов. – Севастополь, 1997. – Вып. 46. – С. 31 - 35.
6. *Гирагосов В.Е., Ханайченко, А.Н., Ельников Д.В.* Состояние нерестовой популяции черноморской камбалы калкан на юго-западном шельфе Крыма // Маринкультуре в ИнБЮМ НАНУ 25 лет. – Севастополь, 2008. – С. 30.
7. *Гирагосов В.Е., Ханайченко, А.Н., Ельников Д.В.* Характер и причины изменчивости основных показателей состояния нерестовой популяции черноморской камбалы калкан на юго-западном шельфе Крыма // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона : 3 Междунар. конф. Керчь, 10 - 11 окт. 2007 г. – Керчь: ЮГНИРО, 2008. – С. 3 - 9.
8. *Ефимов Ю.Н., Шляхов В.А., Винарик Т.В.* Состояние запасов камбалы-калкана в Черном море // Биологические основы динамики численности и прогнозирования вылова и регулирования вылова рыб. – М., 1989. – С. 163 - 173.
9. *Карапеткова М.* Морфологическая характеристика черноморского калкана *Scophthalmus maeoticus* (Pallas) // Гидробиология. – 1980. – Кн. 12. – С. 73 - 78.
10. *Марти Ю.Ю.* Материалы к биологии черноморской камбалы-калкан (*Rhombus maeoticus* Pallas) // Сб., посвященный научной деятельности Н.М. Книповича (1885 - 1939). – М., 1939. – С. 232 - 253.
11. *Нигматуллин Ч.М.* К теории жизненных циклов паразитов, терминология и классификация хозяев по их роли в жизненных циклах гельминтов // Современные проблемы паразитологии, зоологии и экологии : мат. 1 и 2 международных чтений, посвященных памяти и 85-летию со дня рождения С.С. Шульмана. Март 2002 г. и февр. 2003 г., Калининград. – Калининград, 2004. – С. 96 - 119.
12. *Овен Л.С., Шевченко Н.Ф., Битюкова Ю.Е.* Размерно-возрастной состав и репродуктивная биология черноморского калкана *Psetta maxima maeotica* // Вопр. ихтиологии. – 2001. – Т. 41, № 5. – С. 631 - 636.
13. *Определитель паразитов позвоночных Черного и Азовского морей: паразитические беспозвоночные рыб, рыбоядных птиц и морских млекопитающих* / под ред. В.Н. Грэзе, С.Л. Делямуре, В.М. Николаева; АН УССР, ИнБЮМ. – К.: Наукова думка, 1975. – 552 с.
14. *Попова В.П.* Некоторые особенности динамики жирности камбалы-калкан Черного и Азовского морей // Тр. АзЧерНИРО. – 1969. – Вып. 26. – С. 69 - 79.
15. *Световидов А.И.* Рыбы Черного моря. – Л.: Наука, 1964. – 550 с.

УДК 551.464.38

**СТРУКТУРА И ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ЭКСПЕДИЦИОННЫХ ДАННЫХ РН
И ОБЩЕЙ ЩЕЛОЧНОСТИ ВОД ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ,
ПОЛУЧЕННЫХ В ПЕРИОД С 1920-Х ПО 1990-Е ГГ.**

Е. В. Медведев, О. Г. Моисеенко, А. В. Ингеров

Морской гидрофизический институт НАН Украины (МГИ НАНУ)

Оценена структура базы данных МГИ, относящихся к измерению щелочности и рН в водах Черного моря период с 1920-х по 1990-е гг. и проведена первичная оценка качества данных. Проведена дифференциация групп данных по пространственно-временным характеристикам и выявление очевидных закономерностей и тенденций, как во временном, так и в пространственном распределениях данных экспедиционных наблюдений. Построены карты и распределения данных по районам от глубины и плотности морской воды. Оценено сезонное распределение количества гидрологических станций, соответствующего данным рН и Alk и распределение количества лет наблюдений для этих измерений и построены распределения сезонных изменений величин рН и Alk. Представлена система контроля гидрохимических характеристик морских вод и описаны некоторые особенности ее использования при работе с гидрохимическими данными.

Ключевые слова: карбонатная система, рН, общая щелочность

Карбонатная система вод играет важную роль во всех трех основных реакционных зонах моря: во взаимодействии атмосфера - море, в химии морской воды и в накоплении морских осадков. Карбонатная система, т. е. растворенный в воде углекислый газ, находящийся в равновесии с угольной кислотой и продуктами ее диссоциации, является основной буферной системой моря [1]. Повышенный интерес исследователей к изучению карбонатной системы связан с масштабными изучениями изменений климата и ролью углекислого газа (CO_2), как одного из компонентов этой системы.

Измерить концентрацию каждого из компонентов карбонатной системы лабораторными аналитическими методами невозможно, поскольку при этом нарушится состояние равновесия. Определить содержание компонентов карбонатной системы можно расчетным путем, используя термодинамические константы диссоциации угольной кислоты и зная некоторые из параметров карбонатной системы [1]. В качестве исходных данных для расчета используют либо общую щелочность (Alk) и водородный показатель (pH), либо общий растворенный неорганический углерод (TCO_2) и pH .

Расчет и анализ состояния карбонатной системы Черного моря, последующая оценка устойчивости соотношений ее компонентов (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , TCO_2 , и pCO_2), а также расчет направления и интенсивности обмена CO_2 между морем и атмосферой основывается на натурных данных – pH и Alk , полученных в ходе экспедиционных исследований (данные по TCO_2 для Черного моря практически отсутствуют).

Был рассмотрен массив банка данных МГИ НАНУ, состоящий из 65506 данных измерений pH и Alk , полученных в течение 648 рейсов в период с 1924 по 2000 гг., проведенные Морским гидрофизическими институтом (МГИ), Украинском научно-исследовательским гидрометеорологическим институтом (УкрНИГМИ), Одесским отделением Института биологии южных морей (ОдО ИнБЮМ), Институтом океанологии Российской Академии Наук (ИО РАН) и Украинским научным центром экологии моря УкрНЦЭМ, а также рейсы, проведенные в рамках международной программы Emodnet.

За годы экспедиционных исследований, представленных в банке данных МГИ НАНУ, было измерено 51470 значений pH и 14036 значений Alk . Число гидрологических станций с измерениями pH составило 40107, Alk – 11347, и охватывает практически всю акваторию Черного моря, наиболее подробно исследованными оказались северо-западная и северо-восточная части моря (рис. 1).

Было оценено сезонное распределение количества гидрологических станций (рис. 2 и 3), соответствующего данным pH и Alk , которое показывают неравномерность распределения имеющихся данных.

По количеству наблюдений наиболее хорошо представлен период с сентября по ноябрь для pH , и с апреля по май – для Alk . Максимальное количество лет, в которые проводились измерения, и для pH , и для Alk составило 5 лет.

По количеству станций наблюдений наиболее обеспеченными данными и для pH, и для Alk оказались апрель и период с сентября по октябрь. Для pH – апрель.

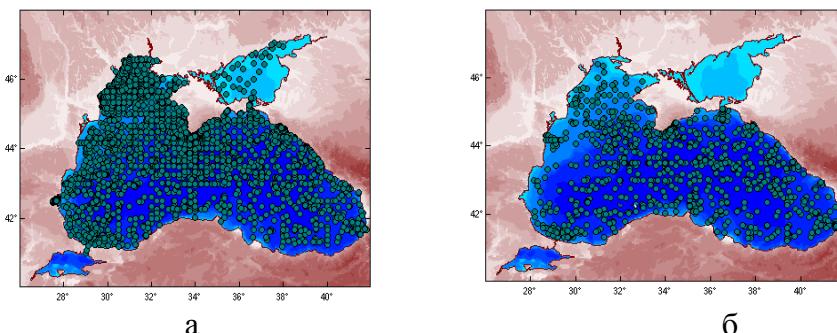


Рисунок 1 – Пространственное распределение количества гидрологических станций измерений pH (а) и Alk (б)

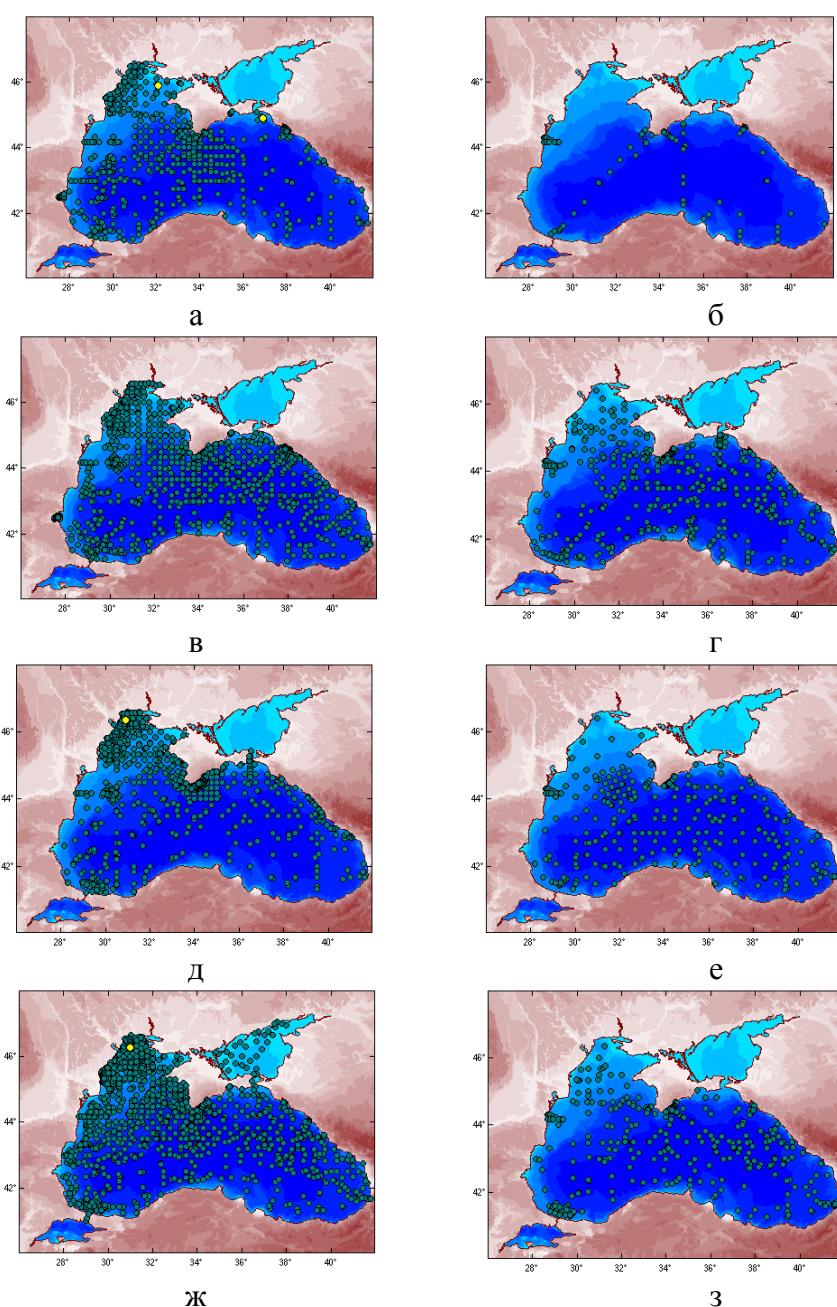


Рисунок 2 – Сезонное распределение количества гидрологических станций измерений pH и Alk (а) и (б) – зимой; (в) и (г) – весной; (д) и (е) – летом; (ж) и (з) – осенью, соответственно

Также было оценено распределение количества лет наблюдений (рис. 4), которое показало, что наиболее обеспеченным данными для pH является период 70 - 90-х годов, однако количество измерений Alk в этот период меньше, чем в предыдущее время. Наиболее репрезентативно распределение данных для обоих параметров приходится на 60-е годы.

Для всего массива, имеющихся данных была проведена экспертная оценка. В результате экспертной оценки 1693 (3,3 %) значений pH были отбракованы как неверные, 2612 (5 %) отмечены как сомнительные, 971 (1,9 %) признаны правдоподобными. Для Alk 2493 (17,8 %) значений были признаны неверными.

После отбраковки неверных, а также сомнительных и правдоподобных, данных, на основании всех данных, прошедших оценку, были построены распределения сезонных изменений величин pH и Alk (рис. 5 и 6, соответственно).

Поскольку воды Черного моря неоднородны по своим гидрологическим характеристикам, существует необходимость районирования Черного моря и рассмотрения внутренне наиболее однородных участков. Поэтому все данные измерений были разделены по месту их получения и условно отнесены к пяти районам Черного моря, имеющим внутренне однородные гидрологические характеристики: крымское побережье, северо-западный шельф Черного моря, Прибосфорье, юго-восточ-

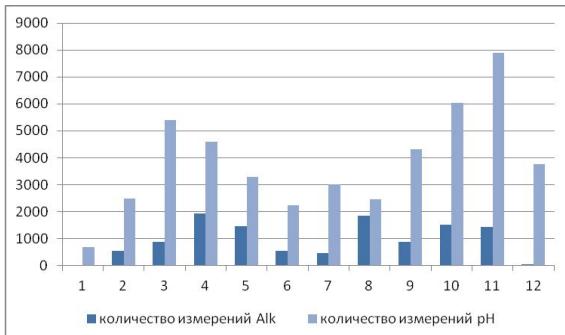


Рисунок 3 – Количество измерений *Alk* и рН по месяцам

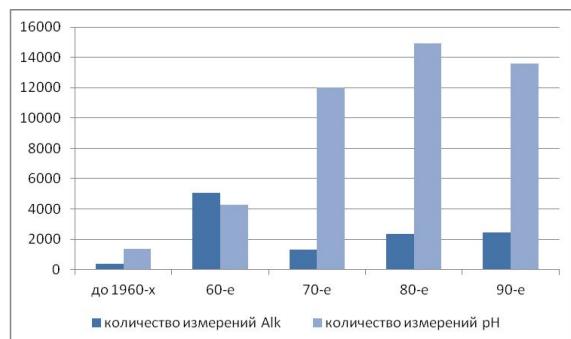


Рисунок 4 – Количество измерений *Alk* и рН по декадам

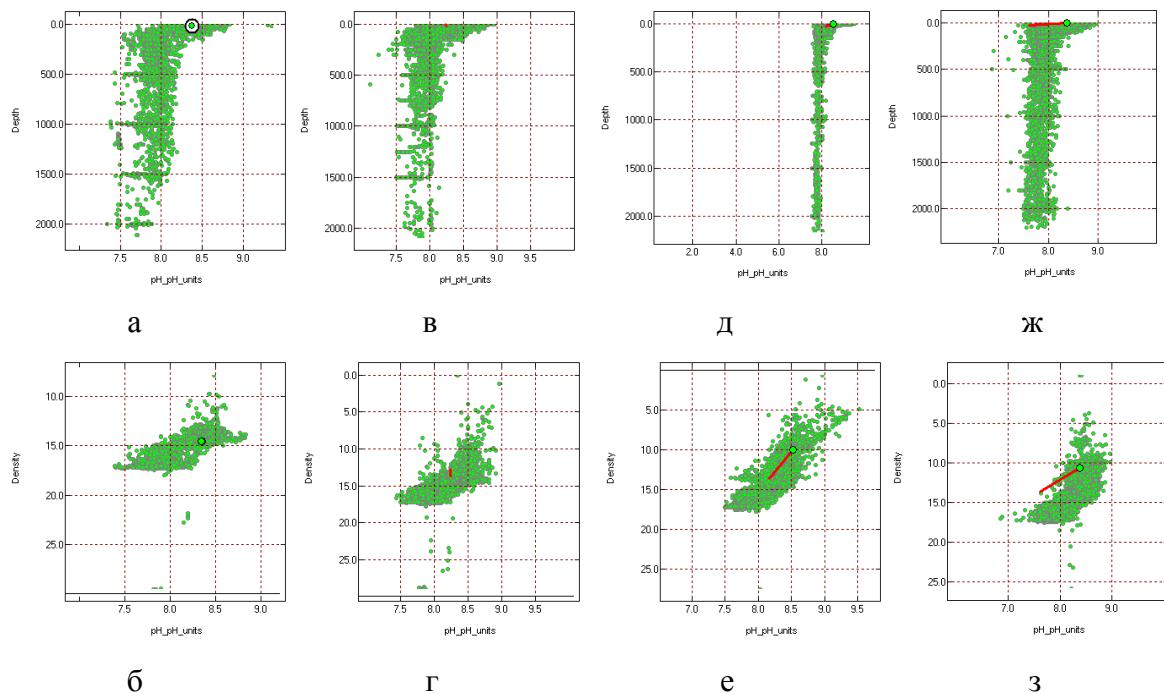


Рисунок 5 – Распределение сезонных изменений рН от глубины (Depth) и плотности морской воды (Density): (а) и (б) – зимой; (в) и (г) – весной; (д) и (е) – летом; (ж) и (з) – осенью, соответственно

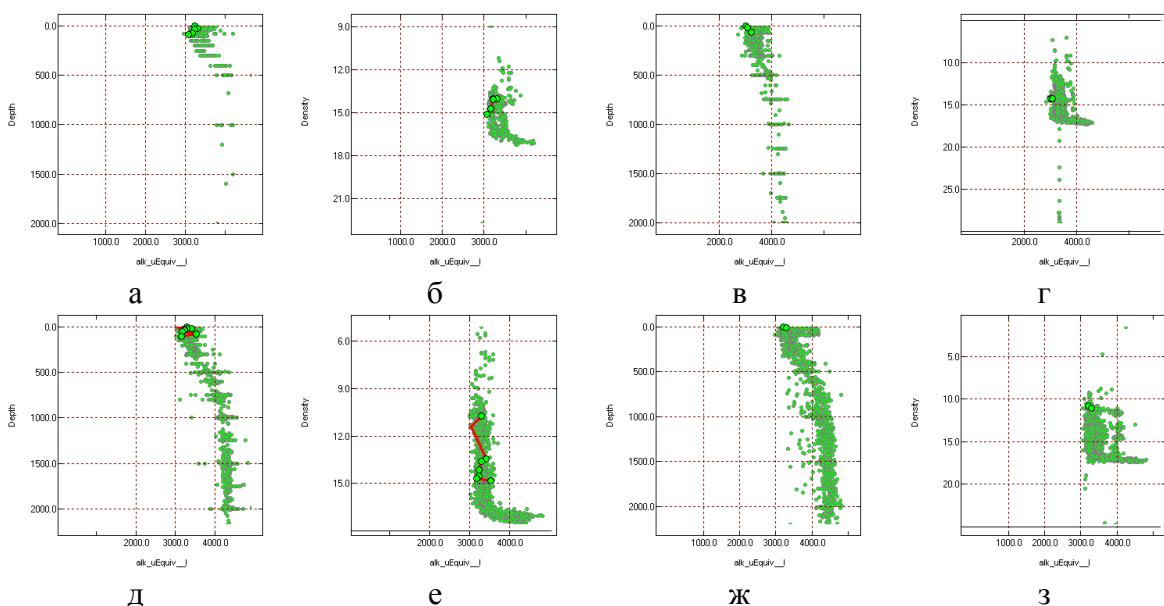


Рисунок 6 – Распределение сезонных изменений *Alk* от глубины (Depth) и плотности морской воды (Density): (а) и (б) – зимой; (в) и (г) – весной; (д) и (е) – летом; (ж) и (з) – осенью, соответственно

ное побережье Черного моря и глубоководная часть Черного моря, а также Азовское море. На основании этих данных были построены карты и распределения данных по районам от глубины и плотности морской воды (рис. 7).

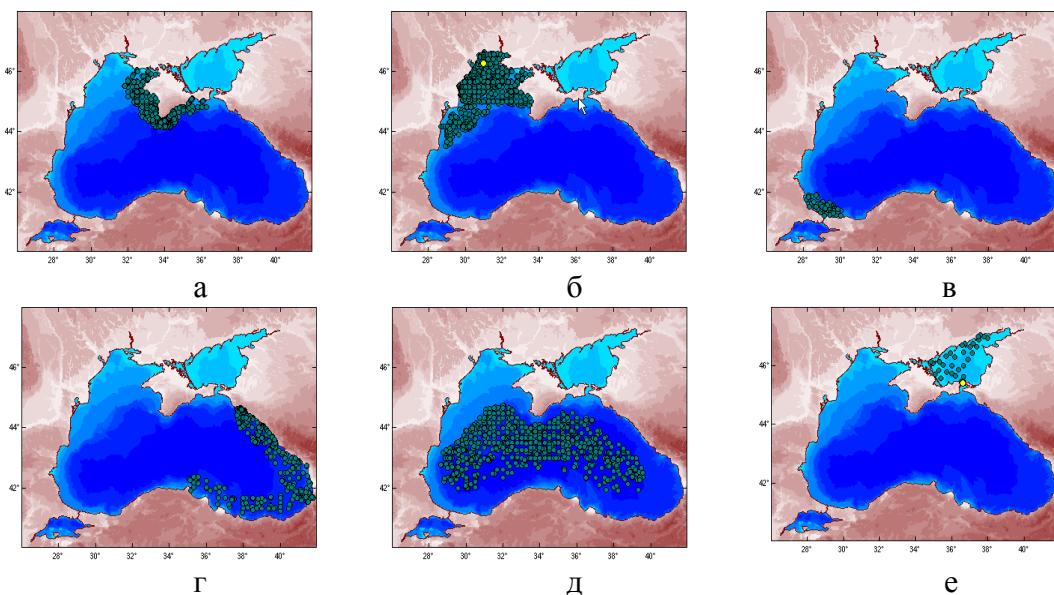


Рисунок 7 – Районы Черного моря, выделенные для сравнительного изучения рН и Alk: (а) – Крымское побережье; (б) – северо-западный шельф Черного моря; (в) – Прибосфорье; (г) – юго-восточное побережье Черного моря; (д) – глубоководная часть Черного моря; (е) – Азовское море

Наиболее изученными являются районы Крымского побережья и северо-западный шельф Черного моря, наименее обеспечен данными район грузинского и турецкого участков юго-восточного побережья Черного моря.

Заключение

Была оценена структура базы данных МГИ, относящихся к измерению щелочности и рН в водах Черного моря за весь период наблюдений и проведена первичная оценка качества данных: отбраковка явно неверных и сомнительных данных и присвоение всем данным банка данных МГИ соответствующих флагов качества.

Была проведена дифференциация групп данных по пространственно-временным характеристикам и выявление очевидных закономерностей и тенденций как во временном, многолетние и сезонные изменения, так и в пространственном, изменения, связанные с неоднородностью вод Черного моря, распределениях данных экспедиционных наблюдений.

Была представлена система контроля гидрохимических характеристик морских вод и описаны некоторые особенности ее использования при работе с гидрохимическими данными. Основной задачей системы контроля данных измерений является обеспечение возможности первичного статистического анализа данных с учетом их пространственной и временной изменчивости.

Литература

1. *Handbook of methods for analysis of the various parameters of the carbon dioxide system in sea water : Version 2 / A.G. Dickson, C. Goyet (eds.) D.O.E. – ORNL/CDIAC-74. – 1994.*
2. *Millero F.J. The Marine Inorganic Carbon Cycle // Chemical Reviews. – 2007. – Vol. 107, № 2. – Pp. 308 - 341.*
3. *Zeebe R.E., Wolf-Gladrow D. CO₂ in seawater: equilibrium, kinetics, isotopes. – Elsevier. – 2001. – P. 346.*

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХАРАКТЕРИСТИК МОРСКИХ ВОД И ФИТОПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ

Ю. И. Попов¹, С. П. Ковалишина¹, М. А. Грандова¹, А. С. Матыгин²

¹Украинский научный центр экологии моря (УкрНЦЭМ)

²Гидрометеорологический центр Черного и Азовского морей (ГМЦ ЧАМ)

На основании более чем столетних наблюдений, выполняемых Гидрометцентром Черного и Азовского морей, а также Украинским научным центром экологии моря рассмотрены многолетние изменения параметров атмосферы и вод северо-западной части Черного моря. Показано устойчивое зимнее потепление, увеличение температуры холодного промежуточного слоя. Изменения гидрологических условий исследуемой акватории способствовали качественным и количественным изменениям фитопланктонного сообщества.

Ключевые слова: климатические изменения, температура, соленость, холодный промежуточный слой, сток Дуная, фитопланктон

Введение

Исследования глобальных и региональных изменений климата Земли приобрели особую остроту в конце прошлого столетия. Это подтверждается принятием в июне 1992 г. рамочной конвенции ООН по изменению климата (Рио-де-Жанейро), реализацией Всемирной Программы Исследований Климата (WCRP) и ее проектов (CLIVAR – Climate Variability and Predictability, CliC, GEWEX, SPARC), которые направлены на повышение эффективности научных исследований проблем глобальных и региональных изменений климата, экологических и социально-экономических последствий этих изменений.

Важным направлением климатической программы являются исследования регионального климата. В частности, CIESM (Средиземноморская научная комиссия) отметила, что заметные изменения быстрее всего затронут наиболее уязвимые полузамкнутые, мелководные акватории и специфические морские экосистемы таких морей, как Средиземное и Черное.

В процессе региональных изменений климата меняются условия и характеристики вертикального обмена, горизонтального циркуляционного режима, структуры промежуточных вод (вод холодного промежуточного слоя) и т.д. В многочисленных работах, опубликованных в последнее десятилетие, например [3, 4, 6], отмечено, что формирование современного экологического состояния моря в большой степени определяются условиями взаимодействия моря с атмосферой и внутренней структурой вод. Помимо атмосферного воздействия, также существенную роль играют климатические изменения объема стока рек в северо-западный шельф (СЗШ) Черного моря.

Результаты и обсуждения

Температура воздуха. По данным МС Одесса изменение средней температуры в XX веке имеет волнообразный вид, а монотонное увеличение наблюдается с середины 50-х годов по настоящее время (рис. 1). Наиболее теплый январь за весь период наблюдений отмечался в 2007 году.



Рисунок 1 – Изменчивость среднемесячной январской температуры (МС Одесса). Пунктирной линией показан полиномиальный тренд 4 порядка

Для получения количественных интегральных оценок степени суровости зимних условий и последующего выявления климатических изменений в приводной атмосфере акватории СЗШ использовался модифицированный метод, ранее предложенный в [2], суть которого заключалась в вычислении годовых сумм отрицательных температур воздуха. Предлагаемая модификация заключается в том, что суммируются не отрицательные температуры, а отклонения среднесуточной температуры воздуха холодного полугодия ниже значения +5 °C (в агрометеорологии – граница вегетационного периода (рис. 2, вверху)).

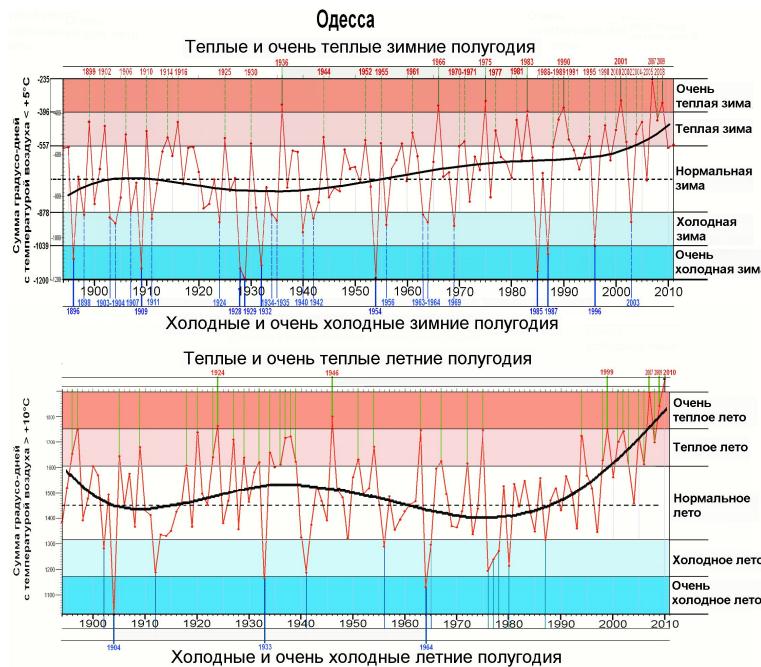


Рисунок 2 – Межгодовая изменчивость суммы отклонений среднесуточных температур холодного периода ниже значения $+5^{\circ}\text{C}$ (вверху) и теплого – выше $+10^{\circ}\text{C}$ (внизу) по данным МС Одесса. Сплошные жирные линии – полиномиальные тренды 5 порядка

дние годы теплых и очень теплых и, наоборот, полное отсутствие очень холодных летних условий (рис. 2, внизу). Поведение зимнего и летнего трендов существенно различаются: вплоть до середины 90-х гг.: зимний и летний тренды находятся в противофазе; в дальнейшем же наблюдается синфазное их увеличение. Этот факт свидетельствует о том, что теплой зиме стало соответствовать теплое лето. Интегральная оценка температуры воздуха теплых периодов последнего десятилетия имеет последовательные резкие пики абсолютных максимумов: в 2007 и в 2010 гг., в котором сумма градусо-дней с температурами выше $+10^{\circ}\text{C}$ вышла за пределы диаграммы, рассчитанной по всему предшествующему ряду наблюдений. Необходимо также отметить, что за период 1980 - 2010 гг. существенно уменьшилась дисперсия межгодовых интегральных характеристик для летнего периода.

Температура поверхностного слоя воды. Первый сигнал о наличии экстремально высоких температур поверхностного слоя воды ($> 29,50^{\circ}\text{C}$) был получен в июле 2000 г. в ходе реализации трехлетнего еженедельного судового мониторинга термохалинного состояния вод по маршруту Одесса - Стамбул [7]. Вторая ситуация длительного, экстремально высокого и всеохватывающего прогрева поверхностных вод Азово-Черноморского бассейна имела место в летний период 2010 г. В п. Одесса в первой половине августа впервые была зафиксирована срочная дневная температура воды выше 30°C ($30,8^{\circ}\text{C}$ – 08, 10 и 12 августа). Очень высокая температура воды получена и по данным спутниковых наблюдений (NOAA). Максимальные значения температуры морских вод в эти дни были локализованы на акватории Одесского залива. В целом по морю высокие температуры поверхностных вод моря ($30 - 31^{\circ}\text{C}$) отмечались эпизодически в период с начала июля по конец августа (в течение 29 суток: 4 - 6 и 16 - 27 июля, 1 - 16 и 19 - 20 августа).

Параметры холодного промежуточного слоя (ХПС). Важным интегральным параметром состояния вод Черного моря является температура в ядре холодного промежуточного слоя (ХПС) для района материкового склона с глубинами более 200 метров в пределах пространственной трапеции с границами $44 - 45^{\circ}$ с.ш., $31 - 33^{\circ}$ в.д. (рис. 3). Межгодовые изменения температуры ХПС показывают, что в последние годы происходит их аномальное резкое увеличение. В 2009 г. отмечен абсолютный максимум температуры за весь период наблюдений ($8,07^{\circ}\text{C}$). Совмещение общего хода рядов суммы зимних температур воздуха и температуры вод ХПС подтверждает определяющее влияние межгодовой изменчивости термических условий над поверхностью вод СЗШ на формирование характеристик ХПС адвективного происхождения.

Что касается толщины ХПС, то она также подвержена низкочастотной изменчивости, обусловленной климатическими тенденциями. Если придерживаться критерия выделения границ ХПС

Начиная с 20-х годов прошлого столетия, наметилась тенденция уменьшения суровости зимних условий, по крайней мере, в Северном Причерноморье. Если на протяжении последних 40 лет, по данным МС Одесса, теплые зимние условия отмечались 7 раз (1966, 1975, 1983, 1990, 2001, 2007 и 2009 гг., причем в 2007 г. они были экстремально теплыми за весь период более чем столетних предшествующих наблюдений), то в предшествующие 70 лет имела место единственная очень теплая зима (1936 г.). Соответственно, обратная картина наблюдается для очень холодных зим. Вид тренда ряда средних январских температур воздуха (см. рис. 1) качественно повторяет тренд интегральной характеристики зимних условий (рис. 2, вверху).

Для климатических условий летнего периода следует отметить большую повторяемость в последнее время очень холодных летних условий

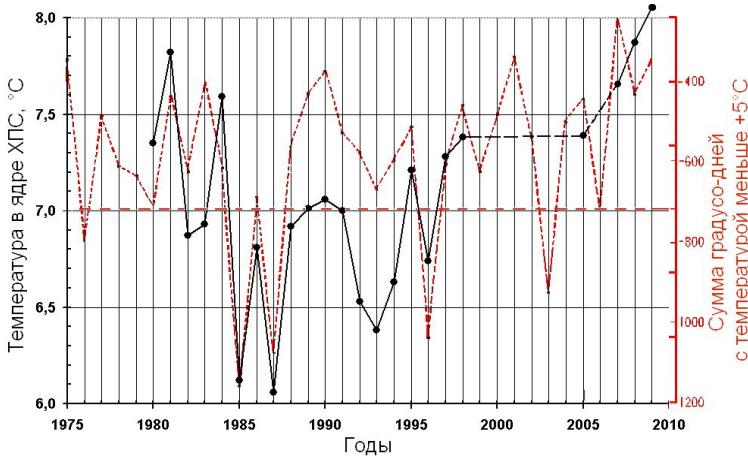


Рисунок 3 – Временной ход изменения температуры воды в ядре ХПС материкового склона СЗШ (в районах с глубинами более 200 метров в пределах трапеции с границами 44 - 45° с.ш., 31 - 33° в.д. – сплошная линия) и суммы градусо-дней с температурами ниже значения +5 °C (пунктирная линия)

вертикальные профили температуры воды теплых периодов (V - IX месяцы) (рис. 4), получены при усреднении данных в области склона СЗШ, на врезке этого рисунка – пространственное распределение всех станций:

- в период 1950 - 1959 гг. температура вод в области ядра ХПС была в среднем относительно низкой (~7,3 °C);
- в последующие две декады (1960 - 1979 гг.) средние значения температур были в пределах ~7,5 - 7,6 °C;
- в 80-х годах наблюдалось снижение температуры вод ядра ХПС (7,1 - 7,2 °C), которое обусловлено холодными зимами 1985 и 1987 гг.; наиболее низкая средняя температура в ядре ХПС отмечена в 90-е гг. прошлого столетия (около 7 °C). Причиной этому является наличие в эти годы четырех относительно холодных зим – 1992 - 1994 и 1996 гг.;
- с 2000 г. теплые зимы способствовали повышению температуры в слое 45 - 110 м до абсолютного максимума: 7,9 - 8,0 °C.

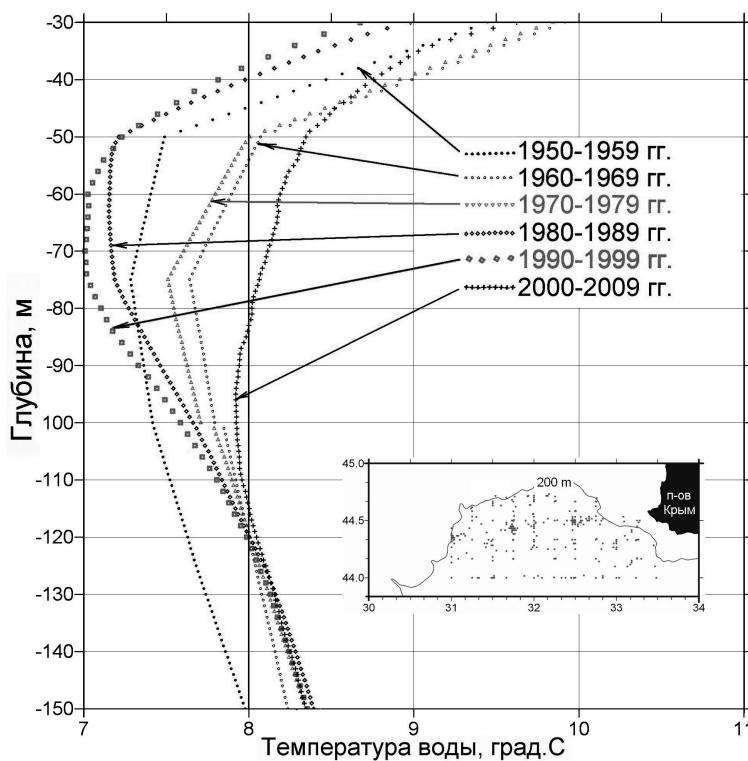


Рисунок 4 – Средние декадные профили температуры воды ХПС зоны конвергенции северо-западного участка материкового склона Черного моря за период с 1950 по 2010 гг. (периоды осреднения, а также район выборки данных указаны на врезках)

по изотерме 8 °C и следовать работе [2], то можно отметить трехкратное увеличение толщины ХПС с середины 60-х к середине 90-х годов XX столетия (от ~20 до ~60 м) и последовавшее затем его уменьшение. Ясно, что при повышении температуры в ядре ХПС более 8 °C эту изотерму уже нельзя использовать в качестве индикатора верхней и нижней границ слоя. Ядро ХПС можно выделять теперь только по минимуму температуры в промежуточном слое (по точке на профиле температуры с нулевым вертикальным градиентом), а границы ХПС – по градиентному критерию.

Осредненные по десятилетиям вертикальные профили температуры воды теплых периодов (V - IX месяцы) (рис. 4), получены при усреднении данных в области склона СЗШ, на врезке этого рисунка – пространственное распределение всех станций:

- в период 1950 - 1959 гг. температура вод в области ядра ХПС была в среднем относительно низкой (~7,3 °C);
- в последующие две декады (1960 - 1979 гг.) средние значения температур были в пределах ~7,5 - 7,6 °C;
- в 80-х годах наблюдалось снижение температуры вод ядра ХПС (7,1 - 7,2 °C), которое обусловлено холодными зимами 1985 и 1987 гг.; наиболее низкая средняя температура в ядре ХПС отмечена в 90-е гг. прошлого столетия (около 7 °C). Причиной этому является наличие в эти годы четырех относительно холодных зим – 1992 - 1994 и 1996 гг.;
- с 2000 г. теплые зимы способствовали повышению температуры в слое 45 - 110 м до абсолютного максимума: 7,9 - 8,0 °C.

Отметим, что расчеты декадных профилей температуры для экстремального периода летнего прогрева (VII - IX месяцы), несмотря на значительно меньшее количество данных по району выборки, дают в целом аналогичные результаты.

Сток Дуная. Характерной особенностью межгодовых изменений основного для СЗШ пресноводного Дунайского стока является его немонотонное, но заметное увеличение (рис. 5). Линейный тренд, построенный на основании 65-летнего ряда наблюдений, показывает увеличение средних расходов со 198 км³/год в 1947 г. до 220 км³/год в 2010 г. Основной

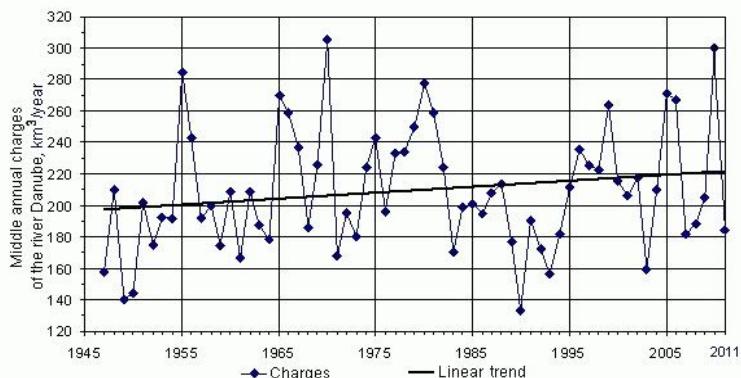


Рисунок 5 – Межгодовые изменения стока реки Дунай во второй половине XX и начале XXI века. Жирная сплошная линия – линейный тренд

и 1 зимой – в 1982 г.). В 1990 - 2011 гг. количество поздних осенних и, особенно, зимних паводков возросло до 8 (2 – поздних осенних и 6 – зимних). Очевидно, что это реакция на потепление атмосферы над европейским континентом.

Соленость морских вод. Тенденции межгодовых колебаний средней летней солености вод западной половины СЗШ имеют разные знаки в поверхностном (0 - 10 м) и в подповерхностном более соленом слое (20 - 40 м): изменения солености поверхностного слоя указывают на определенное осолонение вод, но в нижележащих слоях можно говорить только об отрицательной тенденции изменения солености (рис. 6, а).

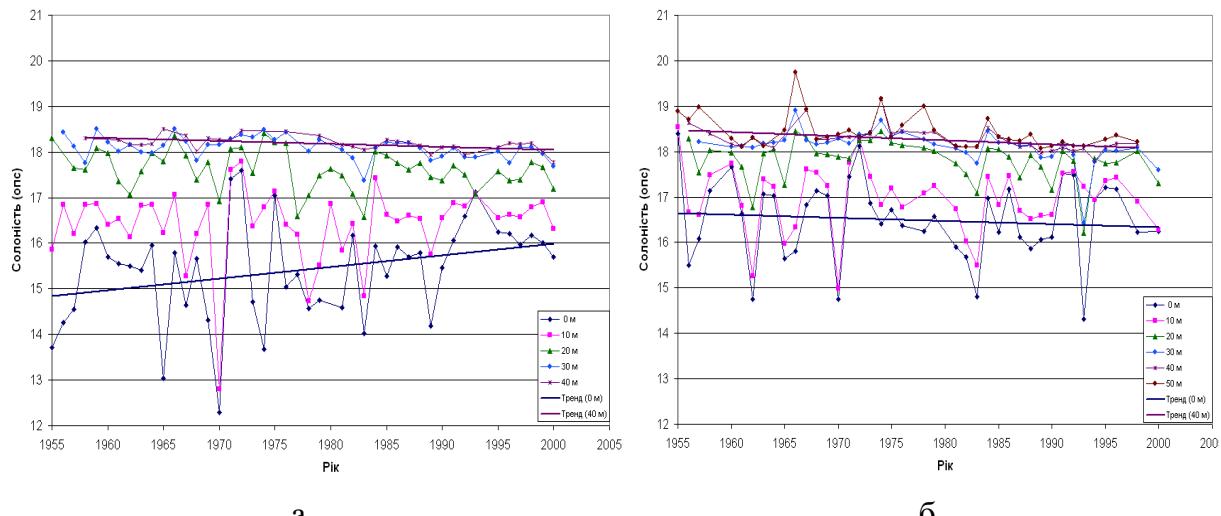


Рисунок 6 – Межгодовые колебания средней летней солености воды на горизонтах 0 - 40 м: а – в западной части (45 - 46° с.ш., 30 - 31° в.д.), б – в восточной части СЗШ (45 - 46° с.ш., 31 - 32° в.д.)

Сходимость трендов во времени свидетельствует об уменьшении летних климатических градиентов солености между верхним и нижним слоями, а, если учесть направленность трендов температуры морских вод [5], то и об уменьшении летних вертикальных градиентов плотности и расслоения вод. В восточной части СЗШ летом отрицательные тренды изменения солености незначительны (рис. 6, б).

Многолетние изменения средней зимней солености вод в западных и восточных районах СЗШ (рис. 7) определяются отрицательными трендами. Значительный положительный летний тренд солености (рис. 6, а), зимой меняется на еще более существенный отрицательный (рис. 7, а). Соленосное расслоение (увеличение устойчивости) вод в период 1998 - 2005 гг. обеспечено наблюдениями только трех зимних рейсов, поэтому нельзя однозначно говорить об устойчивости этого процесса. Наибольшие межсезонные изменения в ходе солености происходят в приповерхностном слое западного квадрата. Воды восточной части СЗШ в зимний период имеют практически однородную по вертикали халинную структуру (рис. 7, б).

аномалией в расходах этих лет являлся длительный «сухой» период над Европой с начала 80- до середины 90-х годов.

С 1945 до начала 60-х гг. в расходах Дуная преобладали поздние весенние паводки. Период 60 - 70-х гг. характеризовался равновесным появлением ранних и поздних весенних паводков. Если в период (1947 - 1968 гг.) был лишь 1 случай январского паводка (1953 г.), то в 1969 - 1989 гг. зафиксировано уже 3 случая паводков в холодное полугодие (2 поздней осенью – в 1972 и 1974 гг.,

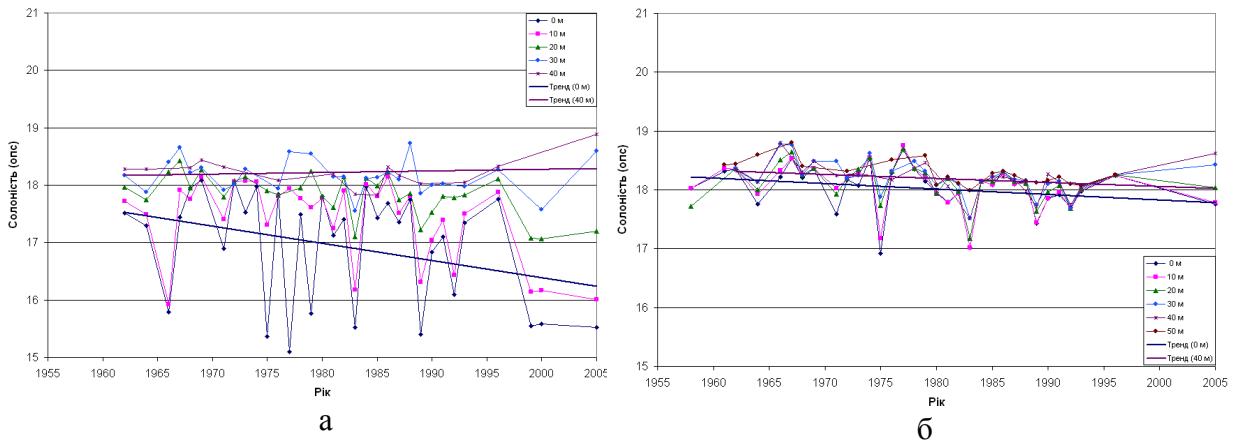


Рисунок 7 – Межгодовые колебания средней зимней солености воды на горизонтах 0 - 40 м: а – в западной части СЗШ ($45 - 46^{\circ}$ с.ш., $30 - 31^{\circ}$ в.д.), б – восточной части СЗШ ($45 - 46^{\circ}$ с.ш., $31 - 32^{\circ}$ в.д.)

Таким образом, увеличение стока Дуная за последние 160 лет, в целом стимулирует процессы распреснения вод поверхностного и подповерхностного слоев шельфовых вод. Исключение составляет летний режим солености приповерхностного слоя западной части шельфа. Здесь имеет место повышение средней летней солености приповерхностного слоя вод и понижение устойчивости стратификации, которые вероятно обусловлены крупномасштабными изменениями циркуляции атмосферы и, соответственно, ветрового режима [5]. Поскольку районы с формированием неблагоприятного газового режима в глубинных водах СЗШ располагаются преимущественно в этом районе, то можно утверждать, что нет явных климатических предпосылок для усиления гипоксийных явлений.

Фитопланктон. Климатические изменения и антропогенное воздействие на экосистему СЗШ вызвали изменения в структуре и развитии морских биоценозов, в том числе фитопланктонного сообщества. Фитопланктон является одним из первых звеньев пищевой цепи. Количество и таксономические структуры фитопланктона зависят от наличия в воде биогенных веществ, климатических условий и скорости потребления их зоопланктоном. Он очень быстро реагирует на любые изменения в окружающей среде и является хорошим индикатором экологического состояния морских вод. Повышение температуры и снижение солености поверхностных вод моря привели к определенному уменьшению вертикальной устойчивости водных масс и в сочетании с теплыми зимами последних лет способствовали активному развитию фитопланктона.

В 50 - 60-х гг. прошлого века при изучении фитопланктона СЗШ были определены 372 вида; в 1970 - 1999 гг. список видов фитопланктона состоял из 627 видов и разновидностей микроводорослей [1]. Исследования фитопланктона, проведенные в 2006 - 2010 гг., показали, что в настоящее время общий список видов в СЗШ включает 787 видов и разновидностей микроводорослей [1]. За последние пять лет список водорослей возрос на 81 вид, из которых 69 являются новыми для СЗЧМ и 12 – новые для Черного моря. Увеличение видового разнообразия было отмечено для всех видов фитопланктона, но основу их составляют диатомовые и динофитовые.

Увеличение числа видов фитопланктона проявляется и в сезонных изменениях таксономической структуры. Среднее число видов, зарегистрированных в летний и осенний периоды, увеличилось

почти в два раза: с 37 до 73 и 72, соответственно. Интересным фактом является значительное увеличение видов в зимний период (до 54), а также снижением количества видов весной до 52. Таким образом, в зимние месяцы, которые традиционно рассматривались как период покоя, разнообразие появляется больше, чем весной (рис. 8).

Причинами этого могут быть увеличение зимнего пресноводно-

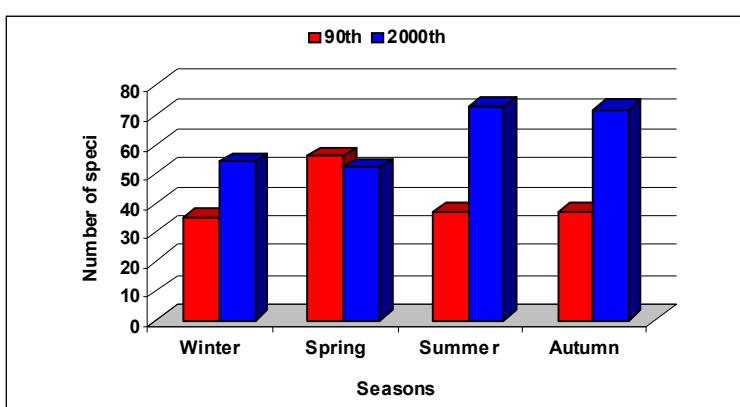


Рисунок 8 – Распределение среднего числа видов фитопланктона по сезонам

го стока и преобладание теплых зим в последние десятилетия. Такие процессы способствуют удлинению периода развития осенних видов, включив и зимние месяцы, а также весенним ви-дам – раньше начать развитие. С другой стороны, это привело к появлению зимнего максимума количественных показателей, что особенно заметно в прибрежных районах СЗШ. В последние годы (2008 - 2010) наблюдается тенденция появления 3 - 4 пиков фитопланктона: весна, лето, осень и зима (ранее мы отмечали, только 2 - 3: весенне - летний, осенний). Основная часть зимнего максимума обусловлена мелкоклеточными формами (*Skeletonema costatum* и видами родов *Pseudonitzschia* и т.д.). Развитие микроводорослей при благоприятных условиях может привести к зимнему «цветению» – явлению, неоднократно наблюдавшемуся в последние годы. Период «весеннего пика» сейчас начинается на 2 - 3 недели раньше, чем обычно, он передвинулся с апреля на начало марта. Весенний максимум фитопланктона в значительной степени определяется влиянием весенних половодий на реках СЗШ. Наибольшее влияние оказывают Днепр и Южный Буг.

Вклад различных видов в структуру фитопланктонного сообщества в открытых водах СЗШ изменился (рис. 9). Доля *Bacillariophyta* увеличилась более чем в 2 раза. Но наиболее значительный рост числа видов наблюдалось у *Chlorophyta* and *Cyanobacteria* (с 2 до 7 % и от 1 до 4 %, соответственно). Увеличение видового разнообразия часто происходит за счет представителей пресноводных и солоноватоводных комплексов, среди которых много зеленых и сине-зеленых водорослей. Снижение солености создало благоприятные условия для развития этих представителей фитопланктона. Вклад *Dinophyta* снизился, среди них существует много миксотрофных видов, поэтому уменьшение их количества свидетельствует о снижении органического загрязнения морской среды.

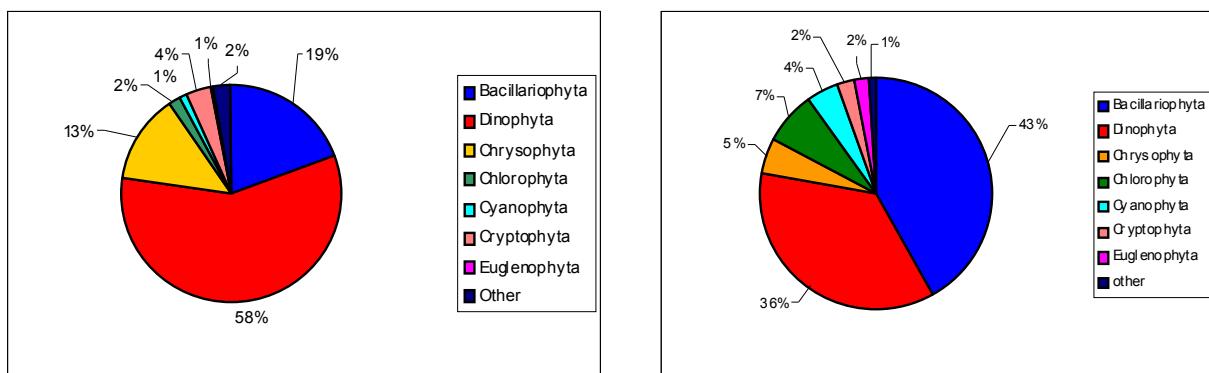


Рисунок 9 – Вклад в видовой состав фитопланктона 90- и 2000-х годов

В 90-е годы представители *Dinophyta* наблюдалась практически во все сезоны и годы. В последнее десятилетие ведущая роль перешла к диатомовым водорослям, и их вклад становится равным или даже превысил *Dinophyta*. Во всех сезонах вклад *Chlorophyta* возрос. Максимум их развития приходится на зимний период. Это, как уже говорилось, может быть связано с увеличением стока рек в осенне - зимний период. В весенний период количество цианобактерий увеличивается максимально и их вклад составляет 17 %. Количественные показатели представителей этого семейства также увеличились, что иногда приводило к цветению сине-зеленых водорослей, что не было характерным для 90-х годов.

В целом, в последнее десятилетие мы наблюдаем увеличение видового разнообразия, численности, доминантных и субдоминантных видов фитопланктона. В открытых водах СЗШ выявлена смена доминантных и субдоминантных комплексов в 90- и 2000-е года (таблица). Кроме того, количество *S. costatum*, которая является показателем эвтрофикации и, имевшая ранее почти круглогодичное цветение, сократилось. Теперь ее развитие происходит обычно только в зимние месяцы. *E. huxlei*, которая также связана с высоким уровнем эвтрофикации морской среды, так же выпала из доминант.

В период мощного экстремального прогрева водной поверхности Черного моря в летний период 2010 г. на СЗШ был отмечен случай развития нового вида токсичного фитопланктона *Nodularia spumigena*, который ранее здесь не наблюдался. Пространственные ареалы распространения фитопланктона в периоды 2 этапов его развития показаны на рис. 10. На основе регулярного мониторинга прибрежной зоны вод Одесского региона, который выполняется Украинским научным центром экологии моря, было установлено, что в период цветения водорослей концентрации *Nodularia* доходили до 1 - 2 млн. экз./л при длине нитей до 4 мм (до 1000 кл. в одной нити), биомасса *Nodularia* составляла 200 - 400 мг/л, а в отдельных точках до 1000 мг/л.

Сезонные изменения доминирующих видов фитопланктона СЗШ

Сезоны	Периоды наблюдений	
	1990-е годы	2000-е годы
зима	<i>Emiliania huxleyi</i> , <i>Pseudosolenia calcar avis</i> , <i>Coscinodiscus granii</i> , <i>Skeletonema costatum</i>	<i>Leptocylindrus minimus</i> , <i>Nitzschia tenuirostris</i> , <i>Pseudosolenia calcar avis</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Prorocentrum cordatum</i>
весна	<i>Ceratium fusus</i> , <i>Emiliania huxleyi</i> , <i>Scrippsiella trochoidea</i> , <i>Skeletonema costatum</i>	<i>Glenodinium paululum</i> , <i>Gymnodinium wulfii</i> , <i>Protoperidinium pellucidum</i> , <i>Heterocapsa triquetra</i> , <i>Scrippsiella trochoidea</i>
лето	<i>Ceratium fusus</i> , <i>Pseudosolenia calcar avis</i> , <i>Emiliania huxleyi</i> , <i>Skeletonema costatum</i>	<i>Cerataulina pelagica</i> , <i>Dactyliosolen fragilissima</i> , <i>Prorocentrum cordatum</i> , <i>Gymnodinium wulfii</i> , <i>Nodularia spumigena</i> (2010 year)
осень	<i>Pseudosolenia calcar avis</i> , <i>Emiliania huxleyi</i> , <i>Skeletonema costatum</i>	<i>Pseudonitzschia delicatissima</i> , <i>Pseudosolenia calcar avis</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Prorocentrum cordatum</i> , <i>Glenodinium paululum</i>

Первые сведения о наличии необычного цветения были получены по визуальным изображениям спутников TERRA и AQWA (USA) в конце июня 2010 года. Последние следы цветения наблюдались в Жебриянской бухте и на взморье Килийской дельты Дуная в первых числах августа. Таким образом общий период цветения фитопланктона, определенный по ежесуточным спутниковым на-

блодениям визуального диапазона, составил 30 - 33 суток.

Крупномасштабное цветение данного вида фитопланктона и высокий уровень интенсивности процесса является новым состоянием экосистемы СЗШ.

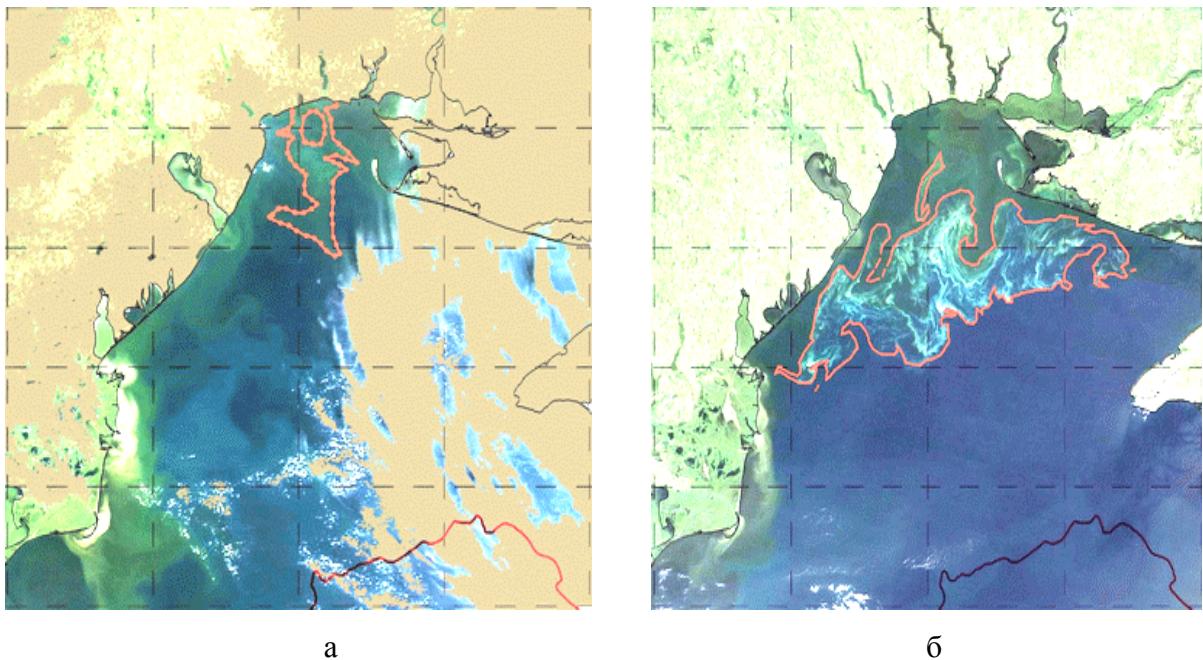


Рисунок 10 – Ареалы пространственного распространения фитопланктона *Nodularia spumigena* в начале всплеска цветения – а (29.06.2010 г.), и б (16.07.2010 г.) – в период максимального распространения по СЗШ (MODIS Rapid Response System Subset, USA)

Выводы

- Начиная с 20-х годов прошлого столетия, отмечается выраженная тенденция уменьшения суровости зимних условий на СЗШ; зимний и летний тренды вплоть до середины 90-х гг. находились в противофазе, но затем произошло интенсивное и однонаправленное увеличение температуры воздуха.
- В последние годы наблюдается рост температуры ядра вод ХПС до 8 °C и более.
- Повышение температуры, снижение солености поверхностных вод моря привели к определенному уменьшению вертикальной устойчивости водных масс и в сочетании с увеличением осенне-зимнего пресноводного стока и теплыми зимами последних лет способствовали активному развитию фитопланктона.

4. Увеличение видового разнообразия было отмечено для всех видов фитопланктона, но основу их составляют диатомовые и динофитовые. Зимнее цветение фитопланктона, крупномасштабное цветение *Nodularia sputigena* и высокий уровень интенсивности процесса являются новыми элементами годового хода его развития.

Литература

1. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология / под ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. – К.: Наукова думка, 2006. – 701 с.
2. Справочник по климату Черного моря / под ред. А.И. Соркиной. – М.: Гидрометеоиздат, 1974. – 406 с.
3. Титов В.Б. Влияние многолетней изменчивости климатических условий на гидрологическую структуру и межгодовое обновление холодного промежуточного слоя в Черном море // Океанология. – 2003. – Т. 43, № 2. – С. 176 - 184.
4. Тужилкин В.С. Сезонная и многолетняя изменчивость термохалинной структуры вод Черного и Каспийского морей и процессы ее формирования : Автореф. дис. ... докт. геогр. наук : 11.00.08 / МГУ им. Ломоносова. – М., 2008. – 45 с.
5. Украинский В.В., Попов Ю.И., Матыгин А.С. Климатическая изменчивость океанографических характеристик вод северо-западной части Черного моря // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона : IV Международная конференция. Керчь, 8 - 9 октября 2008 г. – Керчь: ЮгНИРО, 2008. – С. 42 - 47.
6. Шокурова И.Г. Долгопериодная изменчивость гидрологических полей и геострофической циркуляции в Черном море : дис. к. геогр. н. / МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2010. – 176 с.
7. Popov Yu. I. Ukrainsky V.V., Belkin I. Seasonal variability and interannual variations of the upper mixed layer in the western Black Sea. – Rapp. Comm. Int. Mer Medit. – 2007. – Vol. 38. – P. 184.

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ В РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЯХ МИРОВОГО ОКЕАНА

Р. В. Боровская

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)

В настоящее время при значительном сокращении объемов морских экспедиционных исследований информация с искусственных спутников Земли приобрела особое значение и в некоторых случаях стала единственной доступной информацией, как для исследователей, так и для практиков в рыбодобывающей отрасли. В результате проведенных исследований разработаны приемы обработки и анализа спутниковых снимков для слежения за процессами, происходящими в поверхностном слое Азовского и Черного морей, а также некоторые рекомендации по повышению эффективности работы промыслового флота, оперативного поиска промысловых объектов, в частности шпрота, хамсы, тюльки. Оценка распределения льдов в различные по суровости зимние сезоны может быть использована для безопасности мореплавания.

Ключевые слова: Черное и Азовское море, искусственный спутник Земли, дистанционное зондирование, зоны гипоксии, заморы, ледовые условия, апвеллинг, шпрот, тюлька, прогноз, рыбохозяйственная отрасль Украины

Введение

Начало регулярного использования космической информации на территории бывшего Советского Союза связано с запуском в 1965 г. искусственного спутника Земли серии «Метеор». За 46 лет на околоземные орбиты были выведены многочисленные космические аппараты СССР, США, Франции и других стран, предназначенные для изучения природных ресурсов Земли. Различные виды космической информации, в первую очередь многозональной, нашли широкое применение при решении задач во многих отраслях народного хозяйства. Опыт работы с космической информацией показал ее большие возможности, научную и практическую значимость и эффективность ее применения, прежде всего в отраслях, деятельность которых связана с изучением природных ресурсов Земли, – гидрометеорологии, геологии, водном и сельском хозяйстве, а также в рыбной отрасли [11].

Несомненное достоинство спутниковых наблюдений заключается в глобальном охвате земной поверхности, обеспечение регулярности и оперативности получения данных, что особенно важно при изучении процессов и явлений, характеризующихся быстрыми изменениями во времени и пространстве. Спутниковые наблюдения являются пока единственным способом получения данных о глобальных метеорологических, климатических и гидрологических характеристиках.

В последние десятилетия значение Мирового океана как источника пищевых и сырьевых ресурсов существенно возросло. Велика его роль и в процессах формирования погоды и климата на планете. Фундаментальные исследования океана направлены на изучение процессов динамики и циркуляции водных масс и состояния системы океан - атмосфера, ледового режима, совершенствование процедур измерения параметров гидрофизических и гидрооптических полей. Прикладные аспекты дистанционного зондирования океана включают решение задач промысловой океанографии, морского судоходства, навигации в высоких широтах, контроля загрязнения поверхности Мирового океана.

При написании статьи использованы литературные источники, отражающие мировой опыт исследований водной поверхности с использованием искусственных спутников Земли (ИСЗ) в интересах океанологии и хозяйственного использования, данные с ИСЗ, судовая информация из архивов, материалы целенаправленных подспутниковых океанографических наблюдений, полученных в ЮгНИРО. К исследованиям привлекались также данные прибрежных наблюдений по гидрометеорологическим станциям и постами, сведения проходящих судов, фактическая информация о количестве погибшей рыбы, обнаруженной в прибрежной зоне непосредственно во время заморов (представлены Азморрыбинспекцией). Дешифрирование снимков проводилось согласно существующим методикам [13].

Результаты исследования

К числу приоритетных задач, решаемых на основе спутниковой информации в рыбном хозяйстве, является мониторинг продуктивных районов в Мировом океане.

ОКЕАНОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Одним из наиболее важных гидрофизических параметров морской поверхности является температура поверхности океана (ТПО). Карты ТПО используются для решения многих научных и прикладных задач. Это изучение динамических образований (фронты, течения, вихри), структуры волнения морской поверхности, состояния ледовых полей (определение границ ледового покрова, рекогносцировка ледовой обстановки, определение толщины, сплошности и разрушения льдов) [8, 10].

Космическая информация позволяет оценивать не только качественные плановые, но и динамические характеристики течений, вихрей, рингов, меандров. Мелкомасштабные вихри (диаметром 40 - 50 км) вокруг теплого ринга уверенно обнаруживаются с помощью изображения в инфракрасном диапазоне. Спутниковые наблюдения позволяют устанавливать время «жизни» вихря и его меняющиеся размеры (рис. 1).

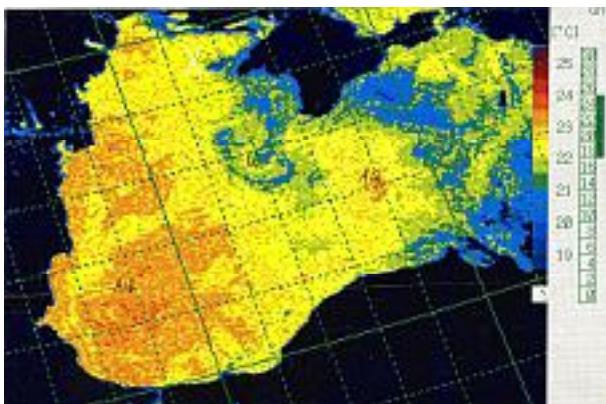


Рисунок 1 – Антициклонические вихри и гибридное течение в Черном море

Процессы апвеллинга, играющие важную роль в циркуляции океанических вод, наблюдаются в шельфовой зоне различных районов Мирового океана, а также во внутренних морях и изучаются с помощью датчиков, установленных на ИСЗ. При этом спутниковые снимки моря в инфракрасном (ИК) диапазоне используются для уточнения местоположения течения и фронтального раздела на его границе. Имеются примеры использования спутниковой информации для изучения мезомасштабной изменчивости циркуляции океанических вод с периодами от нескольких дней до 3 - 5 лет и пространственными масштабами от 50 до 10 тыс. км.

В части изучения динамики океана, по мнению К.Н. Федорова [15, 16], только благодаря анализу спутниковых изображений океана в ИК-диапазоне мы имеем сегодня детальное физическое представление о том, как вихри синоптического масштаба вписываются в общую циркуляцию вод океана. Систематический анализ материала дал фундаментальные сведения о процессах вихреобразования в результате меандрирования крупных течений; об эволюции вихрей, их перемещении и поглощении течениями; их воздействии на пространственную, термическую структуру верхнего слоя океана; об их фронтогенетической роли в океане и о многом другом, о чем без спутниковых изображений было бы трудно даже догадываться. Именно на спутниковых изображениях ИК-диапазона впервые были обнаружены и на основе этих изображений детально описаны пограничные вихри диаметром 20 - 30 км, перемещающиеся вдоль фронтов крупных океанических течений Гольфстрим и Куросио. Именно спутниковые данные ИК-диапазона позволили установить, что спектр масштабов вихревого движения в океане чрезвычайно широк и что там, помимо вихрей синоптического масштаба, в большом количестве возникают, перемещаются и разрушаются вихри диаметром 3 - 10 км.

Благодаря анализу спутниковых изображений видимого диапазона, дополненному затем изучением данных ИК-диапазона, удалось обнаружить и описать новую, ранее неизвестную нестационарную форму движения верхнего слоя океана и морей – так называемые «гибридные течения» (рис. 1). Они представляют собой узкие локализованные струи («ножка гриба»), заканчивающиеся двумя вихрями с противоположным направлением вращения («шляпка гриба»). Пространственные размеры этих структур – от единиц до десятков километров при характерном времени жизни несколько суток. Такая быстротечность явления, естественно, препятствовала его детальному изучению с помощью судовых средств.

На основе оперативного использования спутниковой информации уже неоднократно осуществлялось наведение исследовательских судов на фронты, апвеллинги и вихри. Важный практический опыт экспресс-анализа и усвоения спутниковых данных ИК-диапазона и оперативного информационного обеспечения работы группы управления накоплен в ходе проведения серии совместных Комплексных океанографических подспутниковых экспериментов (КОПЭ) СССР и ГДР на Балтийском море [12], когда при изучении апвеллингов, вихревых структур и гибридных течений осуществлялось оперативное наведение двух самолетов-лабораторий и исследовательского судна на аномалии гидрофизических полей, в частности на фронтальные зоны в поле ТПО. Нельзя не согласиться с К.Н. Федоровым, который прямо говорил, что дальнейший прогресс исследований фронтов, апвеллингов и вихрей уже не мыслим без привлечения методов спутниковой океанографии в качестве основы любой экспедиционной программы [15, 16].

Применение данных дистанционного зондирования в интересах рыбного промысла основано на комплексном анализе, учитывающем связь биологических характеристик водной среды с течениями, распределением полей температуры поверхности океана, структурой водных масс и другими параметрами [9].

В настоящее время спутниковая информация широко используется для изучения динамики крупномасштабных океанических процессов, связанных с биологической продуктивностью, и успешно применяется в практике рыбного промысла. Так, например, совместный анализ данных, полученных с помощью радиометров, установленных на ИСЗ «NOAA-7» и «Нимбус-7» показал, что в летнее время косяки тунцов находятся вблизи фронтальных разделов теплых и более холодных прибрежных вод, богатых фитопланктоном. Осенью градиенты температуры выражены слабо, но и в этот период зоны лова коррелируют с зонами изменений цветности океана. Подтверждением этому служат исследования в экваториальной зоне Индийского океана. Косяки тунцов на границе фронтальных разделов обнаруживались судами с использованием снимков, принятых со спутника NOAA станцией приема спутниковой информации, установленной на судах Объединения «Югрыб поиск» НИС «Д. Стефанов» (июнь - сентябрь 1987 г.) и НИС «И. Павлюченков» (апрель - май 1988 г.) (рис. 2).

В практике мирового рыболовства имеются примеры использования спутниковой информации для описания зон апвеллингов – наиболее рыбопродуктивных зон Мирового океана. Так, американскими учеными использовались карты ТПО для описания развития апвеллингов вдоль берегов полуострова Калифорния применительно к изучению нереста анчоуса, а также для выделения температурных фронтов в северной части Тихого океана и распределения длинноперого тунца.

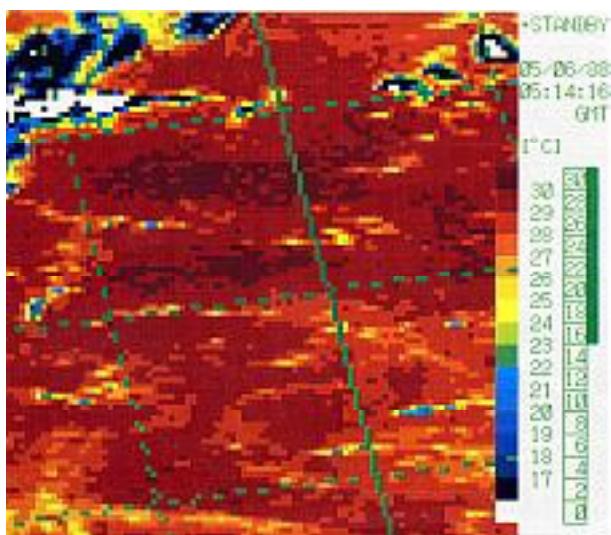


Рисунок 2 – Фронтальные зоны, наблюдаемые в экваториальной зоне Индийского океана на НИС «Игнат Павлюченков»

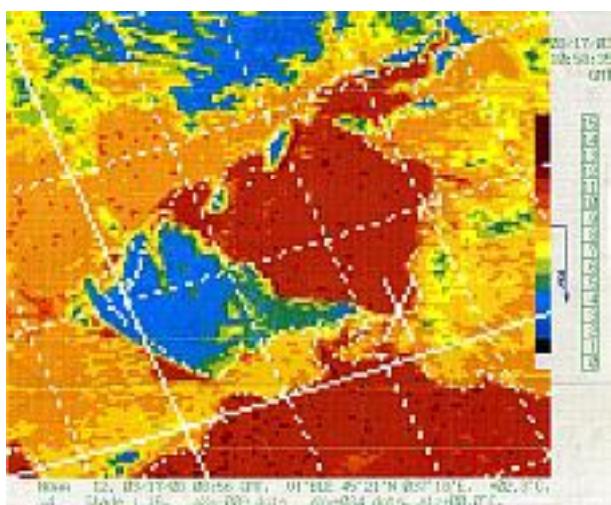


Рисунок 3 – Лед в Азовском море

Неоценимы данные дистанционного зондирования в обеспечении безопасности мореплавания судов рыбной отрасли. С их использованием повышается надежность прогнозов погоды в районах промысла. Они позволяют обнаруживать мощные циклоны, тропические вихри в океане и заблаговременно предупреждать об их приближении, выбирать оптимальные маршруты, определять границы ледового покрова. Сюда же следует отнести и задачи проводки судов во льдах Арктики и Антарктики, а также в Азовском море, где работают суда рыбной отрасли Украины (рис. 3).

Так, например, информация со спутника «Метеор» использовалась научной группой ЮГНИРО на НПС «Фиолент» (Управление «Югрыб поиск») в море Содружества для проводки Советской китобойной флотилии.

Неоценимы данные дистанционного зондирования и при решении отдельных проблем промысловой океанографии Азово-Черноморского бассейна.

Южным научно-исследовательским институтом морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮГНИРО) с 1987 г. осуществляется океанографический мониторинг Черного и Азовского морей с использованием спутниковых данных в интересах рыбного хозяйства Украины. С 1988 г. здесь функционирует центр по приему и обработке информации с искусственных спутников Земли. Прием и обработка данных осуществляется практически ежедневно. Для приема и обработки информации со спутников серии NOAA используется комплекс аппаратуры «Su-8» фирмы «Fugipo».

В последнее время дополнительно ведется прием на персональный компьютер по про-

грамме WXtoImg. За период наблюдений центром ЮГНИРО было принято и проанализировано порядка 10000 снимков, которые использовались в качестве самостоятельных материалов, а также в виде дополнительной информации при исследовании океанографических условий Азовского и Черного морей.

Проведение многолетних подспутниковых контактных измерений в Азово-Черноморском бассейне дало возможность выявить закономерности, связывающие температуру поверхности моря (ТПМ) с динамикой вод, с атмосферными переносами, с некоторыми другими гидрометеорологическими процессами, а также и с некоторыми биотическими и промысловыми показателями. Это позволило создать систему оперативного прогностического мониторинга и экспертной оценки состояния Азово-Черноморского бассейна и условий рыбного промысла, основанную на дистанционных измерениях ТПМ. Возможность использования карт ТПМ, получаемых с ИСЗ, для дешифрирования основных экологически значимых элементов неоднократно проверялась по результатам подспутниковых экспериментов.

В настоящее время при значительном сокращении объемов морских экспедиционных исследований информация с ИСЗ приобрела особое значение и в некоторых случаях стала единственной доступной информацией, как для исследователей, так и для практиков в рыбодобывающей отрасли.

В связи с этим рассматривались следующие направления исследования:

1. Гипоксия и заморы в Азовском море.
2. Ледовые условия в Азовском море. Оперативное обеспечение промыслового флота Украины.
3. Апвеллинг в Черном море и его влияние на формирование промысловых скоплений шпрота.

Среди многих проблем исследования экосистемы Азовского моря, одна из наиболее важных проблем связана с гипоксией и заморами рыбы, которые наблюдаются в летние месяцы (в последнее время практически ежегодно) и охватывают обширные участки его акватории, включая прибрежные и открытые воды. Их прогнозированию уделяется большое внимание [1, 5, 14].

Основные предпосылки формирования гипоксии и заморов в Азовском море для периода высоких летних температур воды могут быть условно разделены во времени. Они различны для июня и июля - августа. В июне – это, преимущественно, плотностная стратификация. В июле - августе зоны потенциальной гипоксии – это, главным образом, зоны вспышек численности синезеленых водорослей, значительно ухудшающих качество воды.

В зонах активного цветения фитопланктона, из-за повышения мутности, отмечалось более интенсивное прогревание поверхностных вод. Здесь же, в придонном слое, наблюдалось развитие гипоксии.

Эти зоны фиксируются на фотоснимках с космических аппаратов, как пятна повышенной мутности вод в ТВ-канале и повышенной температуры морской поверхности в ИК-диапазоне. Они были названы потенциально заморными зонами (рис. 4).

По данным ИСЗ NOAA выполнена ретроспективная оценка повторяемости теплых пятен на поверхности Азовского моря, что позволило определить степень интенсивности развития гипок-

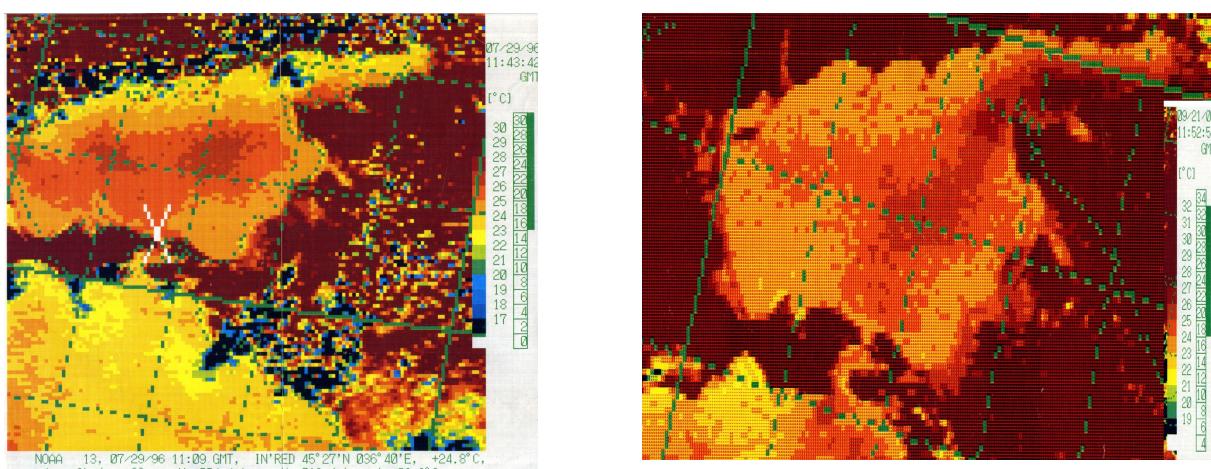


Рисунок 4 – Поля температуры, характерные для развития придонной гипоксии по данным ИСЗ (А) и распределение потенциально заморных зон в Азовском море 12.07.2000 г. (Б)

сии в летний сезон 1988 - 2008 гг. Для этого же периода проведен анализ заморов рыбы в прибрежной части моря (гибель рыбы).

В результате проведенных исследований было установлено следующее:

- количество погибшей рыбы как в открытых, так и в прибрежных районах Азовского моря, напрямую определяется интенсивностью развития потенциально заморных зон (рис. 5);
- с 1988 по 2000 г. существовала квазидвухлетняя цикличность интенсивности развития гипоксии. В нечетные годы интенсивность возрастала, в четные – понижалась, либо явление гипоксии не наблюдалось. С 2001 г. отмечено нарушение этой закономерности;
- наиболее неблагоприятными для всего моря и, в частности, для прибрежной его части были 1989 и 1991 гг. В 2001 г. неблагоприятные условия складывались в центральной части моря, но не распространялись на прибрежную зону;
- минимальное развитие потенциально заморных зон отмечалось в 1992, 1994, 1996 и 2005 гг.;
- основными районами, где заморы и потенциально заморные зоны наблюдались практически ежегодно, были центральные районы моря и северные бухты, реже – мелководные акватории на западе и юге моря;
- интенсивность развития потенциально заморных зон совпадало с интенсивностью заморов и количеством погибшей в результате заморов рыбы.

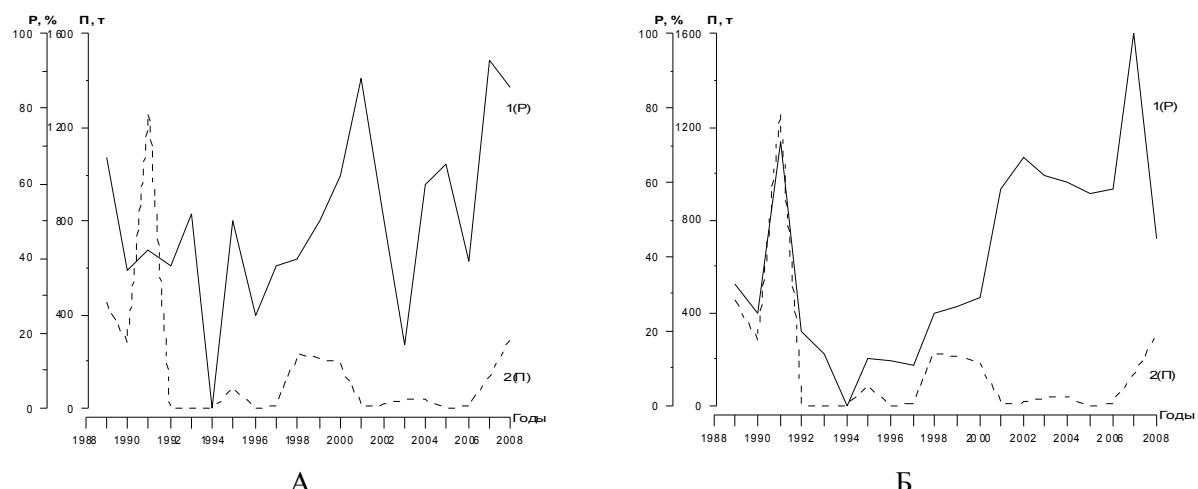


Рисунок 5 – Изменения показателя (Р, %) интенсивности развития потенциально заморных зон по всему Азовскому морю (А) и в прибрежных районах Азовского моря (Б), а также количества погибшей рыбы (П, т) в прибрежных районах моря за июль – август

Данные дистанционного зондирования морской поверхности позволяют прогнозировать появление и положение зон придонной гипоксии с заблаговременностью несколько дней. Эта информация может быть использована с целью организации и ведения рационального поиска и промышленных азовских бычков.

В результате оценки влияния суровости зим на развитие зон заморов, которые отслеживались

в Азовском море по спутниковым данным [2], выявлена качественная связь между типами зим и интенсивностью заморных явлений: чем менее суровая зима, тем вероятнее в Азовском море ожидать заморы в следующее за ней лето (рис. 6).

Большие масштабы и частота возникновения заморов обусловливают необ-

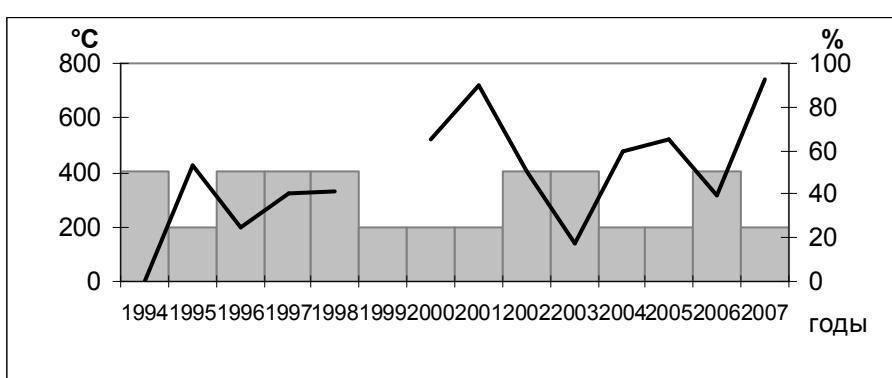


Рисунок 6 – Некоторые показатели состояния экосистемы Азовского моря:
— отношение (%) количества дней с «теплыми пятнами» к общему количеству дней с полезной информацией по данным ИСЗ за июль-август;
■ – типы зим: 0 - 200° – мягкая, 200 - 400° – умеренная

ходимость проведения постоянного контроля гидрохимических показателей воды в экспедиционных условиях на предмет обнаружения предпосылок к возникновению гипоксии.

Значительно проще для обнаружения предзаторных ситуаций организовать мониторинг оперативных данных с искусственных спутников Земли.

Мониторинг ледовых условий: лед относится к наиболее важным в прикладном отношении параметрам морской среды. Практически ежегодно в Азовском море в зимний период года наблюдается образование льдов, что определенно влияет на биологическую продуктивность водоемов, вызывает сложности и реальную опасность для судоходства и промысла [2].

Для исследования ледовых условий в Азовском море были привлечены массовые спутниковые наблюдения за период 1993 - 2011 гг., а также данные Одесского бюро погоды и оперативная информация с находившихся в море судов.

Выполнена типизация зим по критерию суммы среднесуточных отрицательных температур воздуха для четырех пунктов побережья: Керчь, Геническ, Таганрог, Приморско-Ахтарск. За рассматриваемый период времени в исследуемом районе наблюдалось 10 умеренных и 8 мягких зим (2 из них очень мягкие). К сожалению, какой либо периодичности в повторяемости определенного типа зим не обнаружено (таблица).

Классификация зим в Азовском море

Год	Тип зимы	Год	Тип зимы
1993-1994	Умеренная	2002-2003	Умеренная
1994-1995	Мягкая	2003-2004	Очень мягкая
1995-1996	Умеренная	2004-2005	Мягкая
1996-1997	Умеренная	2005-2006	Умеренная
1997-1998	Умеренная	2006-2007	Очень мягкая
1998-1999	Мягкая	2007-2008	Умеренная
1999-2000	Мягкая	2008-2009	Мягкая
2000-2001	Мягкая	2009-2010	Умеренная
2001-2002	Умеренная	2010-2011	Умеренная

С 1993 по 2011 г. зафиксированы следующие аномальные ледовые явления:

1. В феврале - марте 1997 г. наблюдался аномальный дрейф и дальнейшее нехарактерное распределение льдов. Основная масса ледовых образований под влиянием западного ветра была вынесена на восток,

где сохранялась до полного таяния. В результате необходимо было в срочном порядке осуществлять перестановку промыслового флота в другие районы и на другие промысловые объекты (рис. 7).

2. Необычная ситуация сложилась в марте 2003 г. (умеренная зима) (рис. 8). Под воздействием северного и северо-западного ветра часть ледовых образований сместилась на юг, юго-восток. В результате с 11 по 31 марта северная часть Керченского пролива была перекрыта льдами сплошностью 8 - 10 баллов (тяжелый лед), что стало серьезным препятствием для судоходства через пролив. Промысловые суда, базировавшиеся в Керчи, длительный период не могли выйти на промысел.

Аналогичная ситуация отмечалась в марте 2010 г. Лед под влиянием восточного ветра создал проблему на западе моря. Суда, базировавшиеся в Геническе, не могли выйти на промысел, хотя промысловые участки лова тюльки и пиленгаса были открыты.

3. Наиболее холодной (за последние 18 лет) оказалась зима 2005 - 2006 гг., однако по критерию суровости она отнесена к умеренному типу. В эту зиму, характеризуемую мощными ультраполярными вторжениями воздуха, ледовая обстановка была наиболее сложной. Она отличалась очень быстрым (в течение суток) формированием ледового покрова на большей части акватории моря и Керченского пролива, а также полями тяжелого льда сплошностью 10 баллов.

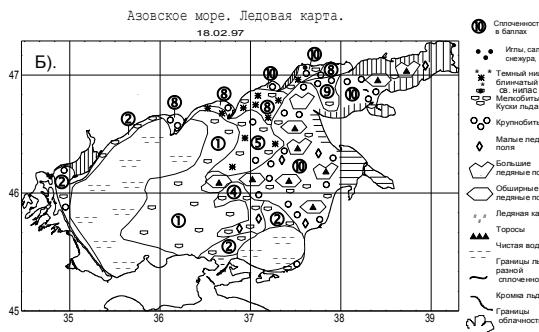


Рисунок 7 – Аномальное распределение льда в Азовском море

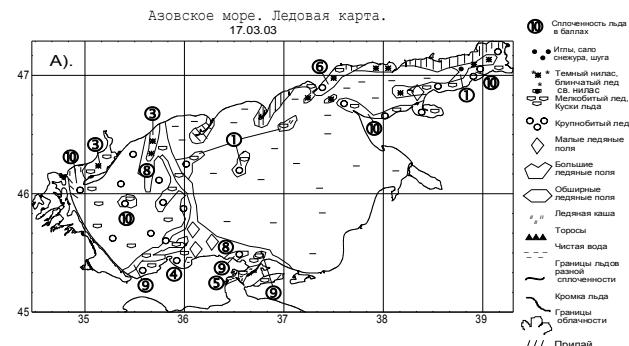


Рисунок 8 – Распределение льда в Азовском море

4. Очень мягкими были зимы 2003 - 2004 гг. и 2006 - 2007 гг. В первую из упомянутых зим первичные формы льда в виде игл, сала наблюдались с 9 по 11 января. Во вторую ледяной покров отмечался на востоке моря и в Таганрогском заливе. Количество дней со льдом - 30. Основной массив льда, наблюдавшийся в Таганрогском заливе и в восточной части моря, реальной опасности для судоходства не создавал. Районы, где проводился промысел рыбы, на протяжении всего зимнего периода были полностью свободны от льда. Характерной особенностью является также то, что в Керченском проливе льды наблюдались всего 2 дня – 27 и 28 февраля.

5. Зима 2009 - 2010 гг. в целом относилась к типу умеренных зим. Зима была поздней, но довольно продолжительной. Число дней со льдом составило 113 (по многолетним наблюдениям количество дней со льдом в умеренные зимы более 90), однако сплошной неподвижный ледяной покров на акватории всего моря составлял 5 дней, что соответствовало типу мягкой зимы.

На основе анализа спутниковой информации исследованы особенности ледовых условий в районе промысла тюльки в зимний период 2010 - 2011 гг., а также проведена оценка их влияния на развитие промысла. Зима 2010 - 2011 гг. относилась к типу умеренных зим. Зимовальный период – время плотных концентраций тюльки, на которых базировался промысел, длился с 1 февраля по 1 апреля и составлял 60 дней. Кошельковый промысел тюльки распадался на 2 этапа – до ледостава (с 1 по 18 февраля), когда было выловлено 1160 т, среднее количество судов составляло 7, и после «распаления» льда (с 12 марта по 1 апреля) – выловлено 2940 т, среднее количество промысловых судов 10. Общая продолжительность промысла составила 22 дня, это 37 % от возможной. Одним из основных условий, лимитирующим добычу тюльки, являлась ледовая обстановка в районе промысла. 21 день (с 19 февраля по 11 марта) промысел тюльки не проводился из-за сложной ледовой ситуации [6].

К особо актуальным проблемам промысловой океанографии относятся исследования прибрежного апвеллинга. В последнее время появился ряд работ, где для различных акваторий океанов и морей апвеллинг исследован на базе спутниковых данных. Аналогичные публикации имеются также и для Черного моря – работы сотрудников Морского гидрофизического института, института Океанологии. Однако все они посвящены апвеллингу северо-западной части Черного моря и Крыма. Специалистами ЮГНИРО рассмотрен апвеллинг по всему периметру Черного моря [3, 4] и получены следующие результаты (рис. 9).

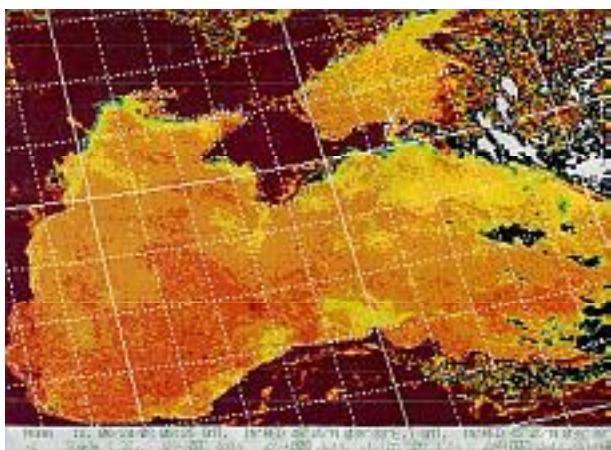


Рисунок 9 – Зоны прибрежного апвеллинга вдоль побережья Черного моря

Апвеллинги в Черном море, наблюдаемые на различных участках побережья, заметно отличаются по времени существования, степени развития, а также по рыбохозяйственной значимости.

В результате районирования, выполненного с учетом этих свойств, вся рассматриваемая акватория прибрежной части Черного моря была условно разделена на семь следующих районов: это западная часть моря, примыкающая к берегам Болгарии и Румынии; северные участки его северо-западной части; восточная область северо-западной части моря, которая ограничена с востока западным побережьем Крымского полуострова; районы у Ялты, Феодосии, Новороссийска, а также обширная область турецкого побережья. Исключение составила лишь восточная часть чер-

номорского побережья, для которой апвеллинг не является характерным. Учитывая замкнутость исследуемого бассейна, можно считать, что у восточного побережья Черного моря преобладает исходящая циркуляция вод (рис. 9).

Описаны региональные особенности апвеллинга по каждому из выделенных прибрежных районов. Установлено, что наиболее интенсивный апвеллинг типичен для турецкого побережья (хотя были годы, когда он в этом районе не наблюдался вообще) и северо-западной части моря. Наименее выражены зоны подъема вод в районе Новороссийска. Для восточного побережья моря апвеллинг не типичен и наблюдается крайне редко.

Определены характерные признаки апвеллинга в поле температуры поверхности моря на его различных фазах.

Структуре черноморского апвеллинга свойственна следующая особенность. В пределах области существования апвеллинга, как правило, находится пространственная неоднородность, которая определяется, в общем его усилении и в существовании так называемых «центров апвеллинга». Чаще всего такие районы расположены у берега. В частности, к ним относятся северная часть Каркинитского залива, область вокруг м. Тарханкут (Крым) и м. Инджебурун (Турция).

На более поздних стадиях развития прибрежного очага холодных вод от него в сторону открытого моря распространяются холодные струи, которые обладают хорошо выраженным фронтальными признаками. Протяженность таких фронтальных образований до 70 - 90 миль. Наиболее часто они наблюдаются в районе м. Тарханкут, м. Сарыч и в районе Феодосии. Анализ имеющейся информации свидетельствует о том, что вдоль фронтальных разделов, связанных с апвеллингом, на шельфе Крыма и в северо-западной части моря концентрируется рыба и, в частности, шпрот, который формирует здесь промысловые скопления. Сведения о положении этих струй, которые хорошо фиксируются на спутниковых снимках, весьма полезны для эффективного поиска и промысла шпрота.

В межгодовой изменчивости параметров интенсивности апвеллинга практически в каждом из выделенных районов обнаружена квазидвухлетняя и 11-летняя периодичность (рис. 10, 11).

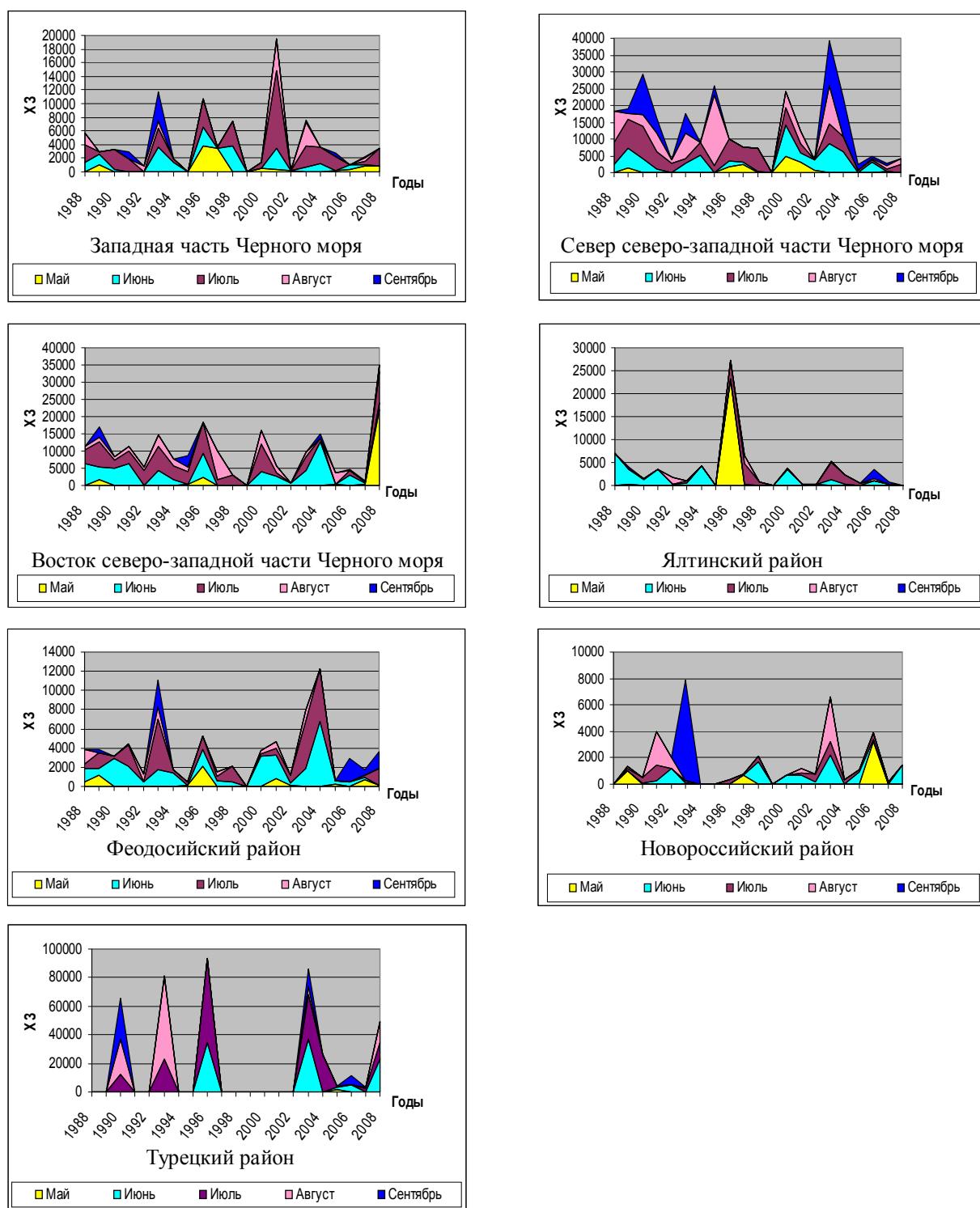


Рисунок 10 – Графики межгодовой изменчивости условного показателя «холодозапаса» апвеллингов

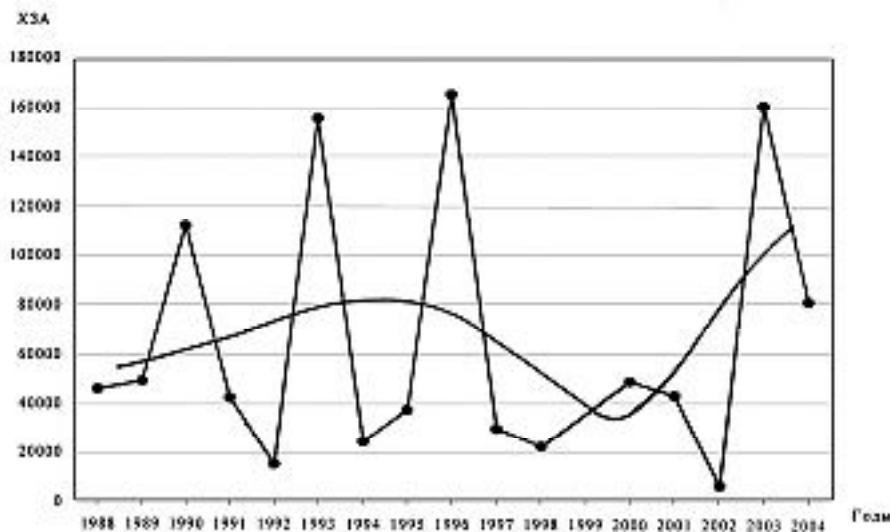


Рисунок 11 – Межгодовой ход суммарного холодозапаса апвеллинга для всей акватории Черного моря

холодозапаса, характеризующего интенсивность апвеллинга, и выловом шпрота в украинских водах Черного моря – в годы наибольшей интенсивности подъема холодных вод происходило снижение уловов шпрота и наоборот. Нарушение закономерности после 2006 г. вероятно связано со снижением промысловой активности на траловом лове шпрота [7].

Заключение

Выше изложенные оценки и обобщения, а также конкретные примеры представляют собой Концепцию использования данных дистанционного зондирования морской поверхности для потребностей рыбного хозяйства Украины, определяют перспективы и возможности развития этого направления исследований.

Полученные в процессе исследования результаты могут быть использованы при составлении промысловых прогнозов на перспективу (периодичность апвеллинга в Черном море, определение типов зим и их влияния на развитие гипоксии в летний период в Азовском море);

а также:

- в оперативном обеспечении промысловых судов на промысле шпрота в мае - сентябре (локальные выбросы; развитие интенсивного апвеллинга на шельфе, в результате чего шпрот рассеивается и не образует промысловые скопления);
- на промысле бычка и других донных объектов в летний период (во время развития гипоксии);
- в тюлечную путину и при лове пиленгаса зимой (оперативное обеспечение состояние льда, необходимое при расстановке судов на промысле).

Литература

1. Боровская Р.В., Панов Б.Н., Спиридонова Е.О., Лексикова Л.А. Связь придонной гипоксии и заморов рыбы в прибрежной части Азовского моря // Системы контроля окружающей среды. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. – Вып. 5. – С. 320 - 328.
2. Боровская Р.В. Ледовые условия в Азовском море и их связь с био- и рыбопродуктивностью // Система контроля окружающей среды. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – Вып. 6. – С. 220 - 223.
3. Боровская Р.В., Ломакин П.Д., Панов Б.Н., Спиридонова Е.О. Структура и межгодовая изменчивость характеристик прибрежного черноморского апвеллинга на базе данных спутникового мониторинга // Исследование Земли из Космоса. – 2008. – № 2. – С. 26 - 36.
4. Боровская Р.В., Панов Б.Н., Спиридонова Е.О., Лексикова Л.А., Кириллова М.В. Прибрежный черноморский апвеллинг и межгодовая изменчивость его интенсивности // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексные исследования ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. – Вып. 5. – С. 320 - 328.
5. Боровская Р.В., Панов Б.Н. Система космического биоокеанологического мониторинга Азово-Черноморского бассейна // Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского : География. – Симферополь, 2009. – Т. 22 (61), № 2. – С. 41 - 49.

Для мая - августа установлена обратная связь показателя среднемесячных значений «холодозапаса» в апвеллингах Крыма и западного побережья моря с промысловыми нагрузками при лове шпрота. Максимальным значениям условного показателя «холодозапаса» соответствуют минимальные величины промысловой нагрузки.

Выявлено соответствие между условным показателем хол

6. Боровская Р.В., Федоров С.И. Влияние гидрометеорологических условий на промысел тюльки в Азовском море в зимний период 2010 - 2011 гг. // Системы контроля окружающей среды : Сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2011. – Вып. 16. – С. 211 - 214.
7. Боровская Р.В., Шляхов В.А. Влияние атмосферных фронтов на производительность тралового промысла шпрота в водах Украины // Системы контроля окружающей среды : сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2010. – С. 78 - 83.
8. Бычкова И.А., Викторов С.В., Виноградов В.В. и др. Аэрокосмические исследования адвективно-вихревых образований в центральной части Балтийского моря // Исследование Земли из космоса. – 1985. – № 1. – С. 118 - 122.
9. Вопросы использования оперативной спутниковой информации в рыбохозяйственных исследованиях. – Калининград: АтлантНИРО, 1980. – 66 с.
10. Гинзбург А.И., Зацепин А.Г., Костяной А.Г. и др. Антициклонические вихри в глубоководной восточной части Черного моря летом-осенью 1999 года (спутниковые и судовые наблюдения) // Исследования Земли из Космоса. – 2001. – № 5, б. – С. 3 - 11.
11. Егоров В.В., Сутовский В.М. Итоги и перспективы использования аэрокосмической информации : Аналитический обзор ВНИИЦентра. – М., 1989. – 132 с.
12. Комплексный подспутниковый океанографический эксперимент СССР и ГДР на Балтийском море / под ред. С.В. Викторова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – 104 с.
13. Методические указания по комплексному использованию спутниковой информации для изучения морей Госкомгидромет. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 144 с.
14. Панов Б.Н., Боровская Р.В., Спиридонова Е.О. Гидрометеорологические предпосылки гипоксии в Азовском море и возможности ее прогнозирования // Океанология. – 2000. – Т. 40, № 5. – С. 701 - 707.
15. Федоров К.Н. Спутниковые методы и развитие современных представлений о динамике океана // Исследование Земли из космоса. – 1984. – № 4. – С. 3 - 13.
16. Федоров К.Н. Дистанционные методы исследования океана // Итоги науки и техники : сер. Океанология. – 1977. – Т. 4. – С. 132 - 165.

ВЛИЯНИЕ ГЛОБАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА НА РЕЖИМ МАЛЫХ РЕК СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ

А. Н. Куза, Н. С. Лобода

Одесский государственный экологический университет

Сегодня изменения климата наблюдаются как на глобальном, так и на региональном уровне. Климат Земли изменяется под воздействием естественных природных и антропогенных факторов. Самым существенным последствием деятельности человека стало повышение концентрации углекислого газа. Так называемый «парниковый эффект» привел к увеличению значений среднегодовых температур воздуха, что особенно ярко отражается на водности малых рек степной зоны Украины. Кроме глобального климата, малые реки подвержены деятельности сельского хозяйства. Несбалансированное использование территории водосборов, привело к нарушению гидролого-гидрохимического режима рек. Большие трансформации произошли на малых реках Северо-Западного Причерноморья Украины: нарушился водный баланс рек, увеличилась испаряемость с водной поверхности, изменился термический и ледовый режимы, увеличилась длительность периода пересыхания и перемерзания, уменьшается биоразнообразие речных долин.

Ключевые слова: глобальный климат, водный режим, ледово-термический режим, сельскохозяйственная деятельность

Введение

Проблема сохранения водных объектов северо-западного Причерноморья активно обсуждается учеными. Особенно актуальной эта проблема стала в результате изменений глобального климата, которые затронули водосборы большинства малых рек [1]. Кроме того, в результате большой зарегулированности рек и несбалансированного природопользования [3, 4, 6], естественный сток рек сильно искажен. В течении последних десятилетий научно-исследовательские работы Одесского государственного экологического университета (ОГЭКУ) направлены на разработку мероприятий по сохранению и восстановлению водного режима рек и лиманов Северо-Западного Причерноморья [2, 4, 5]. Данная работа выполнена в рамках программы «Комплексное использование земель евразийских степей», а также в рамках научно-исследовательской работы «Стан гідрографічної мережі річки Великий Куяльник в умовах водогосподарських перетворень на її водозбірному басейні», которая была выполнена в ОГЭКУ в 2010 г. по заказу Управления образования и науки Одесской городской администрации.

Основная часть

Исследование влияния изменений глобального климата на реки Северо-Западного Причерноморья, выполнено на примере реки Тилигул. Были использованы данные Центральной гидрометеорологической обсерватории и архивы фонда ОГЭКУ за период с 1960 по 2008 гг.

Река Тилигул расположена в южной части степной ландшафтно-климатической зоны, и характеризуется засушливым климатом. Питание реки снежное и дождевое. Среднемноголетнее значение количества осадков изменяется от 340 мм в год (нижнее течение реки) до 550 мм в год (исток реки) [6]. В маловодные годы период пересыхания реки достигает 6 - 8 месяцев, в многоводные – около месяца. Важность реки Тилигул состоит в том, что она, несмотря на ее маловодность, является источником питания Тилигульского лимана, который представляет собой уникальный объект природы с богатым биоразнообразием и живописными ландшафтами.

Состояние реки Тилигул усугубилось в последние десятилетия в связи с увеличением повторяемости засушливых периодов, что вызвано климатическими колебаниями. Начиная с 80-х гг. возросла активность крупномасштабной циркуляции атмосферы над Северным Полушарием [1], также усилился парниковый эффект. Такая ситуация привела к изменению глобального климата. Термический и ледовый режимы рек – это своего рода индикатор климатических изменений. Изменение характера атмосферных процессов обуславливает изменения температуры воздуха и воды, а, следовательно, и изменения особенностей формирования процессов льдообразования, установления ледостава и его длительности.

Анализ колебаний годового стока Правобережной Украины позволил установить, что водность ее рек сегодня находится в маловодной фазе, на фоне которой возможен краткосрочный всплеск водности. Общую картину подтверждают колебания стока реки Тилигул (рис. 1). Мало-

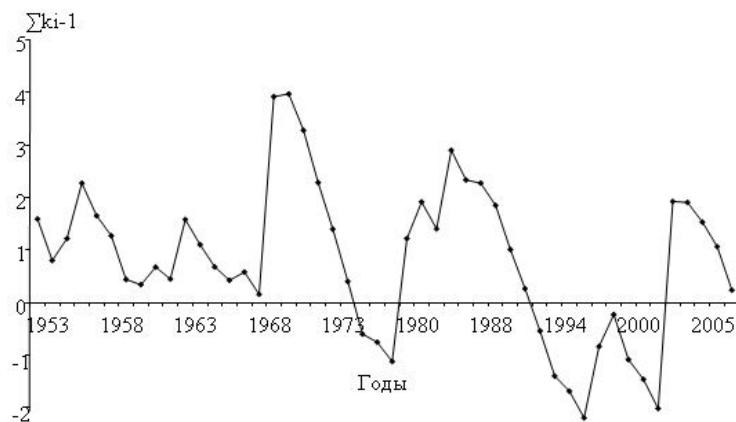


Рисунок 1 – Разностно-интегральная кривая годового стока в створе р. Тилигул - п. Березовка в 1953 - 2008 гг.

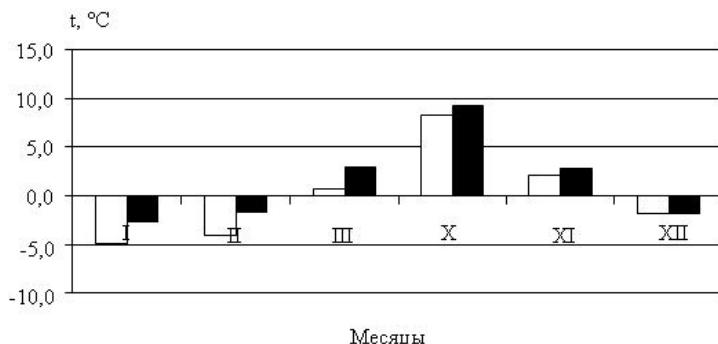


Рисунок 2 – Среднемесячная температура воздуха по метеостанции Любашевка: левые столбцы – 1960 - 1988 гг., правые – 1989 - 2008 гг.

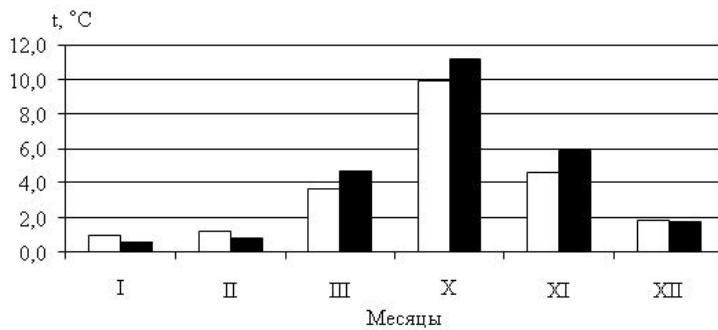


Рисунок 3 – Декадная температура воды в створе Тилигул - Березовка: левые столбцы – 1960 - 1988 гг., правые – 1989 - 2008 гг.

Средние сроки ледовых явлений на реке Тилигул за периоды 1960 - 1988 и 1989 - 2008 гг.

Река - створ	Начало осенних ледовых явлений		Окончание ледовых явлений		Среднее количество дней с ледовыми явлениями	
	1960-1980 гг.	1981-2008 гг.	1960-1980 гг.	1981-2008 гг.	1960-1980 гг.	1981-2008 гг.
Тилигул - п. Березовка	22/XI	3/XII	17/III	12/III	92	76

Выводы

Глобальные изменения климата в комплексе с антропогенным воздействием, существенно преобразовали водный, термический и ледовый режимы реки Тилигул. Аналогичные изменения происходят и на других водных объектах Северо-Западного Причерноморья, где кроме географически-обусловленного недостатка увлажнения, происходит рост испаряемости за счет повы-

водная фаза началась с 1970 г., на фоне которой сформировалась многоводная фаза с 1979 по 1985 гг. Также всплеск водности наблюдался в 2003 г., после которого опять произошел переход к маловодной фазе.

Согласно исследованиям [7] критическим годом начала существенных изменений водного режима реки выбран 1989 г. Был выполнен сравнительный анализ температурного и ледового режимов для реки Тилигул за периоды 1960 - 1988 и 1989 - 2008 гг., получены следующие результаты. После 1989 г. среднемесячная температура воздуха осени повысилась в среднем на $0,8 ^\circ C$, зимы – в среднем на $1,5 ^\circ C$ (рис. 2).

За счет уменьшения водности реки Тилигул ускоряется теплоотдача с поверхности реки, что приводит к уменьшению температуры воды в декабре-феврале после 1989 г. в среднем на $0,3 ^\circ C$ (рис. 3). В остальную часть года наблюдается повышение температуры воды в реке.

На современном этапе отмечается незначительная амплитуда в сроках ледовых явлений (таблица). Появление плавучего льда в последние десятилетия наблюдается в среднем на 11 дней позже, а освобождение русла от льда происходит на 5 дней раньше. Средняя продолжительность ледового режима на реке Тилигул после 1989 г. сократилась на 16 дней.

шения температуры воздуха. В свете данных обстоятельств необходимо более тщательно контролировать мероприятия по использованию водных ресурсов малых рек.

Литература

1. *Волошук В.М., Бойченко С.Г., Степаненко С.М.* и др. Глобальне потепління і клімат України: регіональні екологічні та соціально-економічні аспекти. – К.: КНТ, 2002. – 117 с.
2. *Гопченко Е.Д., Лобода Н.С.* Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях) : Монография. – К.: КНТ, 2005. – 192 с.
3. *Лиманно-устевые комплексы Причерноморья: географические основы хозяйственного освоения /* Под ред. Г.И. Швебса. – Л.: Наука, 1988. – 303 с.
4. *Лобода Н.С., Гриб О.М., Сіренко А.М.* Оцінка припливу прісних вод до Куяльницького лиману // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Гідрологія. Водні ресурси. – К.: Лазурит-Поліграф, 2011. – Т. 1 (22). – С. 51 - 59.
5. *Лобода Н.С.* Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния : Монография. – Одесса: Экология, 2005. – 208 с.
6. *Региональная программа ТАСИС Европейского союза. Комплексное использование Евразийских степей // Мероприятие 2.2.2A : Технический отчет : Менеджмент план: Тилигульский региональный парк.* – 2004. – 62 с.
7. *Струтинська В.М., Гребінь В.В.* Термічний та льдовий режим річок басейну Дніпра з другої половини ХХ століття. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 196 с.

ОЦЕНКА УРОВНЯ ТРОФНОСТИ МОРСКИХ ВОД В РАЙОНЕ КАРАДАГСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

В. И. Губанов, Н. П. Ковригина, Н. Ю. Родионова, Т. В. Царина

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского Национальной академии наук Украины (ИнБЮМ НАНУ)

По материалам экспедиционных исследований, выполненных в 2010 г., проведена оценка трофности вод, прилегающих к Карадагскому заповеднику. Проведен расчет комплексного индекса эвтрофикации (E-TRIX), что позволило поставить диагноз современного состояния качества воды. Расчитана корреляционная матрица между гидрохимическими и гидробиологическими характеристиками в водах Карадагского природного заповедника. Установлено, что, согласно разработанной градации качества воды по E-TRIX, район исследований относится к низкому трофическому уровню.

Ключевые слова: Черное море, Карадагский заповедник, эвтрофикация, гидрохимический режим

К водам прибрежных районов моря, являющимися перспективными для развития морских биотехнологий и рекреации, предъявляются особые требования к гидрохимическому режиму и состоянию загрязнения. К одному из таких районов в полной мере можно отнести небольшую акваторию Черного моря, прилегающую к Карадагскому природному заповеднику. Комплексный мониторинг в районе Карадага проводится сотрудниками ИнБЮМ НАНУ, начиная с 2004 г. и по настоящее время. Однако до сих пор не была проведена оценка трофности вод этой акватории.

В ряде стран разработаны критерии содержания в воде гидрохимических и гидробиологических характеристик. Под критерием качества воды, имеющих рыбохозяйственное значение, принято понимать их пригодность для обитания и развития промысловых рыб и промысловых водных организмов [2].

Целью настоящей работы является оценка степени эвтрофикации прибрежных вод Карадагского заповедника.

Материалы и методы

Статья подготовлена по материалам наблюдений, выполненных летом 2010 г. Схема станций представлена рис. 1. Пробы воды на соленость, гидрохимические и гидробиологические показатели отбирались синхронно из одного батометра.

В результате анализа литературы, было найдено большое количество методов и рекомендаций

для оценки качества воды по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. В качестве приоритетного метода авторами выбран комплексный метод оценки качества воды по индексу эвтрофикации (E-TRIX), предложенный Р. А. Волленвейдером [6]. Ранее данный подход был апробирован на примерах Севастопольской и Балаклавской бухт [1, 3].

Преимущество E-TRIX перед многими другими критериями, с помощью которых также можно оце-

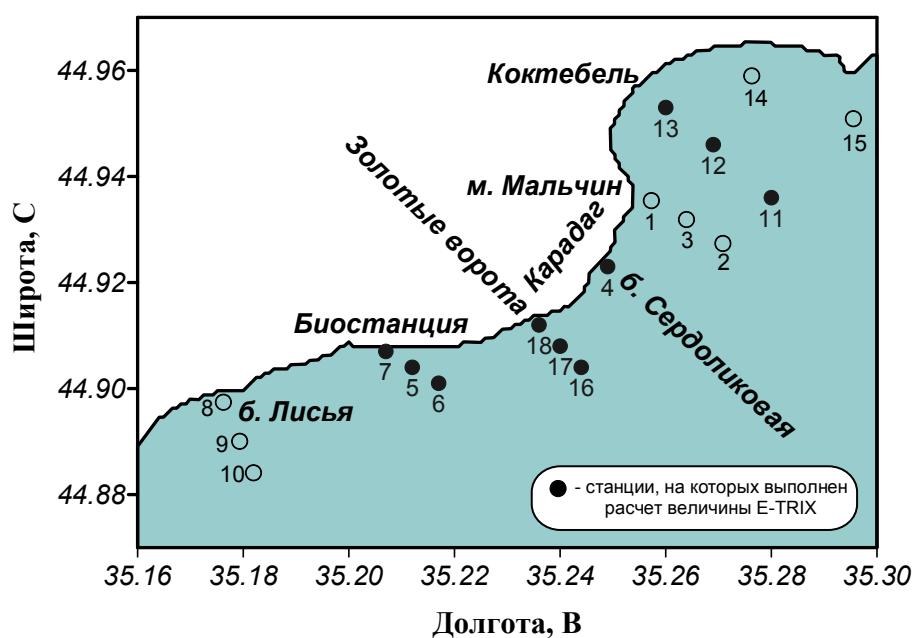


Рисунок 1 – Схема расположения станций в районе Карадагского природного заповедника

нить качество вод, заключается в том, что для расчетов строго применяются одни и те же характеристики гидрохимического и гидробиологического режима. Это позволяет проводить корректный анализ сравнения отдельных районов Мирового океана по уровню трофности. Индекс E-TRIX является функцией концентрации растворенного кислорода, общего фосфора, суммы минеральных форм азота и хлорофилла «а». Последний показатель включает в себя общее содержание хлорофилла «а» и феофитина «а» и позволяет судить о биомассе фитопланктона, выраженной через углерод. Индекс эвтрофикации определяется по формуле:

$$E\text{-TRIX} = \log ([Chl] \times [D\%O_2] \times [PT] \times [DIN]) / 1,5 / 1,2,$$

где: Chl – суммарное содержание хлорофилла «а» и феофитина «а» в мкг/л;

D%O₂ – модуль отклонения в относительных значениях растворенного кислорода от 100 % насыщения;

PT – общий фосфор в мкг/л;

DIN – растворенная форма суммы минерального азота в мкг/л.

Зависимость трофических категорий вод от величин E-TRIX приведена в табл. 1.

Таблица 1 – Качество морских вод в зависимости от E-TRIX

Величина E-TRIX	Трофические категории
< 4	Низкий трофический уровень
4 - 5	Средний трофический уровень
5 - 6	Высокий трофический уровень
6 - 10	Очень высокий трофический уровень

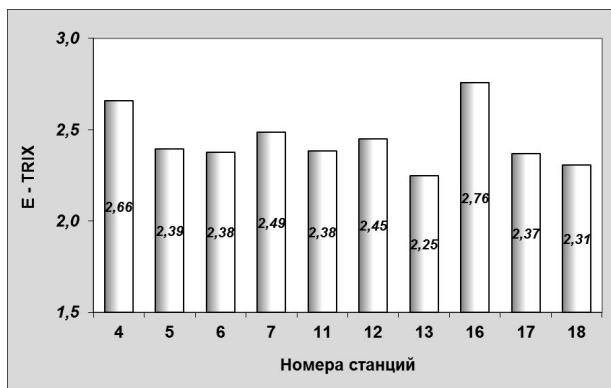


Рисунок 2 – Значения E-TRIX на отдельных станциях в водах Карадагского природного заповедника

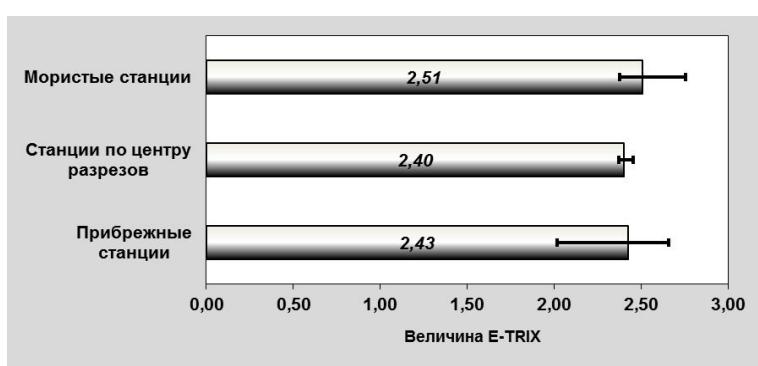


Рисунок 3 – Значения E-TRIX в водах Карадагского природного заповедника по мере удаления от берега

При величине E-TRIX > 6 отдельные районы моря характеризуются высоким содержанием биогенных веществ, низкой прозрачностью и возможностью возникновения гипоксии в придонных слоях воды. И, наоборот, при индексе эвтрофикации < 4 концентрация главных биогенных элементов незначительная, воды хорошо аэрированы по всей толще и обладают высокой прозрачностью.

Результаты и обсуждение

Расчеты индекса эвтрофикации показали, что в период исследований его величина изменялась в незначительных пределах: от 2,25 до 2,76 (рис. 2). Максимальные значения E-TRIX наблюдались на мористой станции разреза от Золотых ворот и в Сердоликовой бухте, а минимальное – на прибрежных станциях в Коктебельской бухте и разрезе от Золотых ворот. В целом, на мористых станциях величина индекса эвтрофикации была наибольшей; на станциях по центру разрезов в узкой прибрежной полосе значения E-TRIX были несколько меньше (рис. 3). В тоже время, у берега диапазон индекса эвтрофикации был максимальным.

В табл. 2 помещены средние и экстремальные значения E-TRIX в некоторых прибрежных районах западной части Черного моря.

Как следует из представленных данных, уровень эвтрофикации вод в районе Карадага, за исключением бухты Круглой (район г. Севастополя), меньше, чем на Севастопольском взморье и северо-западной части моря и у берегов Болгарии. В последних двух районах моря высокие значения индекса несомненно связаны с влиянием речного стока, поскольку, как известно, речные воды характеризуются высоким содержанием биогенных веществ.

Таблица 2 – Величина Е-TRIX в прибрежных районах Черного моря

Район исследований	Значения Е-TRIX	
	среднее	пределы колебаний
Район Карадага	2,44	2,25 - 2,76
Балаклавская бухта	3,04	0,99 - 5,36
Дунайское взморье [4]	7,30	
Район о. Змеиный [4]	4,70	
Одесский залив [4]	5,50	4,80 - 6,10
Устьевая область р. Бельбек, выпуск сточных вод:		
оголовок	3,95	3,07 - 4,51
100 м от оголовка	3,27	2,55 - 4,02
2000 м от оголовка	2,69	0,96 - 3,86
Район г. Севастополя:		
взморье	2,73	2,05 - 3,94
Севастопольская бухта	3,24	2,05 - 4,85
Карантинная бухта	2,99	2,20 - 3,66
бухта Круглая	2,27	1,19 - 3,73
мидийная ферма	2,73	1,68 - 4,33
Болгарское взморье [5]	–	4,96 - 5,18

Таблица 3 – Корреляционная матрица между гидрохимическими и гидробиологическими характеристиками в водах Карадагского природного заповедника

Показатель	E-TRIX	O ₂ %	NO ₂	NO ₃	NH ₄	PO ₄	Popr.	Chl «а»+F
E-TRIX	0,78	0,47	0,61	0,32	0,47	-0,36	-0,18	
O ₂ %	0,78		0,45	0,33	-0,23	0,63	-0,61	-0,44
NO ₂	0,47	0,45		-0,12	0,12	0,62	-0,47	-0,38
NO ₃	0,61	0,33	-0,12		0,26	0,25	-0,09	0,18
NH ₄	0,32	-0,23	0,12	0,26		-0,21	0,29	0,07
PO ₄	0,47	0,63	0,62	0,25	-0,21		-0,78	0,47
Popr.	-0,36	-0,61	-0,47	-0,09	0,29	-0,78		0,66
Chl «а»+F	-0,18	-0,44	-0,38	0,18	0,07	0,47	0,66	

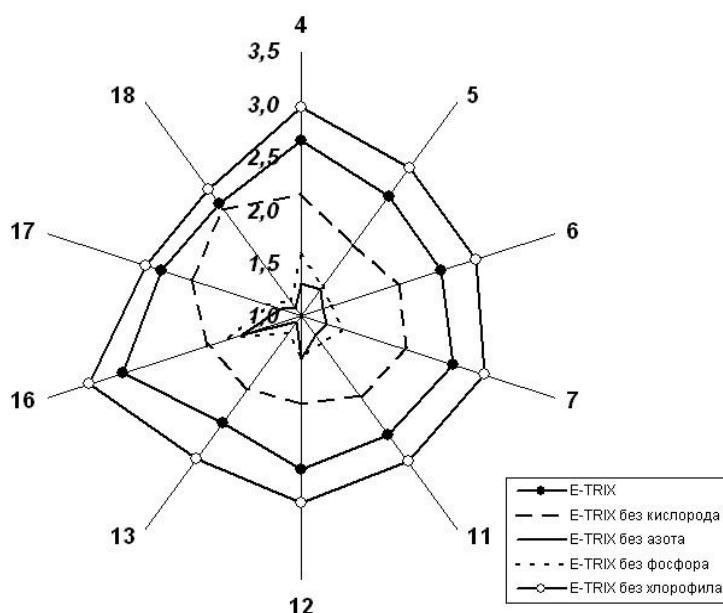


Рисунок 4 – Вклад отдельных гидрохимических характеристик в величину Е-TRIX

По результатам наблюдений была составлена корреляционная матрица между гидрохимическими и гидробиологическими показателями в поверхностном водном слое Карадагского заповедника (табл. 3). Корреляционная матрица имеет вид квадратной матрицы размерности $M \times M$, где M – количество заданий, симметричных относительно главной диагонали. В нашем случае матрица состоит из 8 строк и столько же столбцов. И так, например, между 2 и 1-м заданиями, которые находятся на пересечении величины Е-TRIX и относительным содержанием растворенного кислорода, коэффициент корреляции Пирсона составляет 0,78.

Расчеты показали, что в районе исследований наблюдается относительно

хорошая связь между значениями Е-TRIX и концентрациями растворенного кислорода и нитратами; кислородом и обеими формами фосфора; нитритами и фосфатами; минеральным и органическим фосфором; органическим фосфором и хлорофиллом. Отмеченные закономерности пока еще не нашли должного объяснения и свидетельствуют о необходимости проведения дальнейших исследований с целью продления рядов данных.

Далее была проведена оценка вклада отдельных гидрохимических характеристик и хлорофилла «а» в величину индекса эвтрофикации (рис. 4). С этой целью значения Е-TRIX рассчитывались при последовательном исключе-

нии того или иного параметра, входящего в уравнение Р.А. Волленвейдера. Оказалось, что основную роль в эвтрофикацию вод в районе Карадагского заповедника, играют минеральные формы азота и общее содержание фосфора. Увеличение содержания хлорофилла в большинстве случаев снижает величину E-TRIX.

Выводы

1. По сравнению с другими прибрежными районами Черного моря, за исключением бухты Круглая, величина индекса эвтрофикации в водах акватории, прилегающей к Карадагскому природному заповеднику, значительно меньше.
2. Согласно разработанной градации качества вод по E-TRIX, район исследований относится к низкому трофическому уровню.

Литература

1. Губанов В.И., Стельмах Л.В., Клименко Н.П. Комплексные оценки качества вод Севастопольского взморья // Экология моря. – 2002. – Вып. 62. – С. 76 - 80.
2. Зенин А.А., Белоусова Н.В. Гидрохимический словарь. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 239 с.
3. Ковригина Н.П., Попов М.А., Лисицкая Е.В., Куфтаркова Е.А., Губанов В.И. Комплексный мониторинг вод Балаклавской бухты (Черное море) в период 2001 - 2007 гг. // Морской экологический журнал. – 2010. – Т. IX, № 4. – С. 62 - 75.
4. Орлова И.Г., Павленко Н.Е., Украинский В.В., Попов Ю.И. Состояние эвтрофированности вод северо-западной части Черного моря по результатам многолетнего комплексного мониторинга // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – С. 32 - 43.
5. Moncheva S., Doncheva V. Eutrophication index (TRIX) - an operational tool for the Black Sea coastal water ecological quality assessment and monitoring // The Black Sea ecological problems : Internat. Symposium. – Odessa: SCSEIO, 2000. – Pp. 178 - 185.
6. Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea // Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. – Environmetrics, 1998. – No 9. – Pp. 329 - 357.

ДОЛГОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА МОРСКИХ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ В РАЙОНЕ ОСТРОВА ЗМЕИНЫЙ

Н. В. Ковалева, В. И. Мединец

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова

На основе данных о содержании хлорофилла а, растворенного кислорода, общего азота и фосфора были рассчитаны значения трофического индекса TRIX для поверхностных вод Черного моря в районе острова Змеиный за период 2004 - 2011 гг. Проанализирована межгодовая динамика индекса TRIX и показано, что он изменялся в диапазоне от 3,1 до 7,0 и охватывал все категории трофического состояния морских вод от олиготрофных до гипертрофных. Минимальные значения ($TRIX < 4$) чаще всего наблюдались в летние периоды, а максимальные – ($TRIX = 6 - 7$) - весной и осенью, что было обусловлено влиянием речного стока реки Дунай. Выполнено моделирование TRIX за период 1988 - 2003 гг. Сравнение с результатами других исследователей показало, что качество морских вод возле Острова Змеиный значительно выше, чем в прибрежных районах Черного моря. Предлагается использовать научно-исследовательскую станцию на острове Змеиный в качестве фоновой для оценки качества морских вод западной части Черного моря.

Ключевые слова: TRIX, общий азот, общий фосфор, хлорофилл а, растворенный кислород

Введение

На протяжении последних десятилетий одной из основных проблем ухудшения состояния прибрежных экосистем морей Европы [11], в том числе и Черного моря [10] является эвтрофикация, которая вызвана чрезмерным уровнем соединений азота и фосфора в морских прибрежных водах. Для снижения потоков биогенных веществ и уменьшения эвтрофикации Европейские страны предпринимают значительные усилия, направленные на выявление районов морей, наиболее чувствительных к биогенному загрязнению, в соответствии с методологией, которая была предложена Водной рамочной директивой (ВРД) [16].

Недостатком подхода ВРД к оценке экологического состояния прибрежных морских вод является довольно сложный учет функционирования биологических сообществ, гидроморфологических и физико-химических показателей. Более простой метод интегрированной оценки качества прибрежных морских вод с помощью трофического индекса TRIX был предложен Воленвейдером [15] для отдельных районов Средиземного моря, который в последние годы все шире используется для других европейских морей, в том числе и для Черного моря [1, 2, 6, 9, 14].

Результаты наших исследований прибрежных вод Черного моря, прилегающих к о. Змеиный [4, 5] показывают, что для вод северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) основным процессом деградации морских экосистем является эвтрофикация, вызванная поступлением биогенных веществ из береговых источников, от речного стока и из атмосферы. При этом уровни эвтрофикации и степень воздействия различных источников на морские экосистемы зависят от района исследований (прибрежные воды, придельтовые районы, открытые воды моря). Особую ценность представляют регулярные исследования в открытых водах моря, которые позволяют проводить оценки состояния экосистемы Черного моря в целом.

Научно-исследовательская станция (НИС) «Остров Змеиный» Одесского национального университета им. И.И. Мечникова на протяжении последнего десятилетия проводит регулярные комплексные гидрологические, гидрохимические, гидробиологические, метеорологические и другие наблюдения за состоянием прибрежных вод о. Змеиный, которые по своим гидролого-гидрохимическим характеристикам относятся к открытым водам Черного моря [3, 4].

Цель нашей работы – оценить долговременные изменения качества и трофического состояния морских вод Черного моря в районе о. Змеиный.

Материалы и методы

Материалом для анализа послужили результаты регулярных наблюдений за содержанием кислорода, $N_{общ}$, $P_{общ}$ и хлорофилла а, распределение которых в период 2004 - 2010 гг. приведено на рисунках 1 - 4 соответственно, а также данные авторов, полученные при исследовании прибрежных вод СЗЧМ за последние 22 года.

В пробах морской воды, отобранных в поверхностном слое прибрежных вод о. Змеиный проводились измерения содержания кислорода (DO_2 , %), общего азота ($N_{общ}$), общего фосфора ($P_{общ}$),

хлорофилла а и других гидрологических и гидрохимических параметров. Измерение концентраций хлорофилла а выполнялось стандартным спектрофотометрическим методом [7]. Биогенные вещества ($N_{общ}$ и $P_{общ}$) и кислород определялись рутинными методами согласно [8]. Трофический индекс (TRIX) рассчитывался по уравнению [15] приведенному ниже:

$$TRIX (TN, TP) = \log([Chl\ a] \times [DO_2(\%)] \times [NT] \times [PT] + 1,5) / 1,2$$

где $Chl\ a$ – концентрация хлорофилла а ($\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$)

$DO_2(\%)$ – содержание растворенного кислорода в % от уровня насыщения;

NT – концентрация общего азота ($\mu\text{gN} \cdot \text{L}^{-1}$).

PT – концентрация общего фосфора ($\mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$).

Трофический уровень оценивался по значениям TRIX [15], который изменяется в диапазоне от 0 до 10 и характеризует трофность морской среды: низкий трофический уровень (< 4), средний (4 - 5), высокий (5 - 6) и очень высокий (> 6), что соответствует категориям трофности вод: олиготрофные, мезотрофные, евтрофные и гипертрофные.

Данные по динамике расчетного индекса TRIX в районе о. Змеиный представлены за 2004 - 2010 гг., а изменения концентраций хлорофилла а и смоделированного индекса TRIX анализируются за период 1988 - 2010 гг.

Результаты и обсуждения

Анализ первичных данных, приведенных на рис. 1 - 4, показал следующее.

Относительное содержание кислорода (DO_2 , %) в прибрежных к о. Змеиный водах (рис. 1) в 2004 - 2011 гг. изменялось от 71,9 до 152,6 %. При этом минимальные значения DO_2 (%) наблюдались в октябре - ноябре, а максимальные – в осенне - зимний период года.

Содержание общего фосфора в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный (рис. 2) изменялось от 1,0 до 176 мкгP/L . При этом максимальные значения регистрировались в основном в осенний период года (октябрь 2007, 2009 и 2010 гг.), а минимальные значения наблюдались в летний период.

Содержание общего азота (рис. 3) изменялось от 7,2 до 4913,4 мкгN/L , при этом максимальные значения определены весной 2006 г.

Содержание хлорофилла а в 2004 - 2010 гг. (рис. 4) изменялось от 0,12 до 28,03 мкг/L . При этом максимальные значения чаще всего регистрировались весной и осенью, хотя в 2005 г. максимум был зарегистрирован в начале летнего периода. Минимальные концентрации хлорофилла а были характерны для августа и зимнего периода, когда наблюдается спад развития фитопланктона.

Анализ изменений индекса TRIX в прибрежных водах о. Змеиный (рис. 5) показал, что диапазон его колебаний очень широкий (от 3,0 до 7,0) и в соответствии с классификацией [15], охватывает все категории трофности вод от

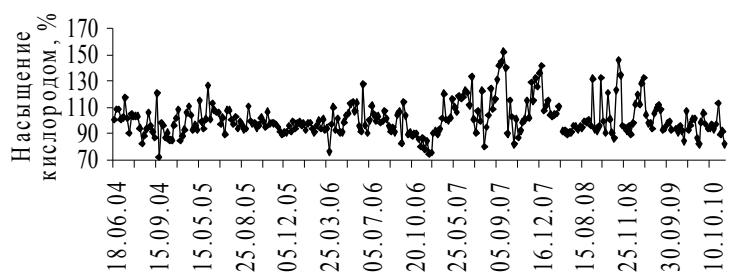


Рисунок 1 – Относительное содержание кислорода (%) в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный

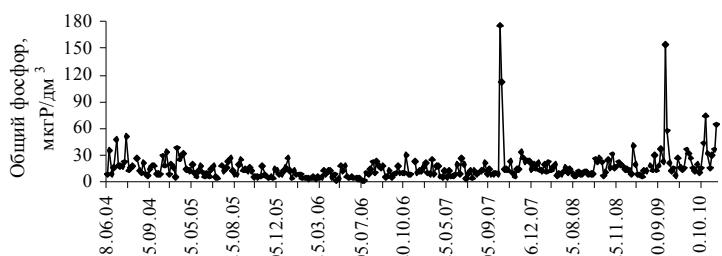


Рисунок 2 – Колебания концентраций общего фосфора в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный

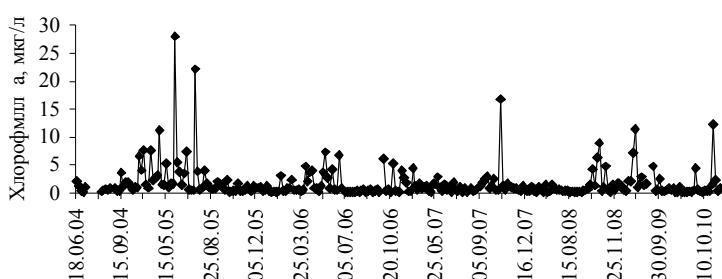


Рисунок 3 – Колебания концентраций общего азота в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный

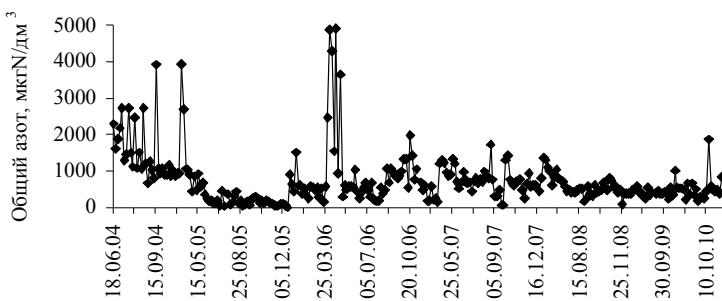


Рисунок 4 – Колебания концентраций хлорофилла а в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный

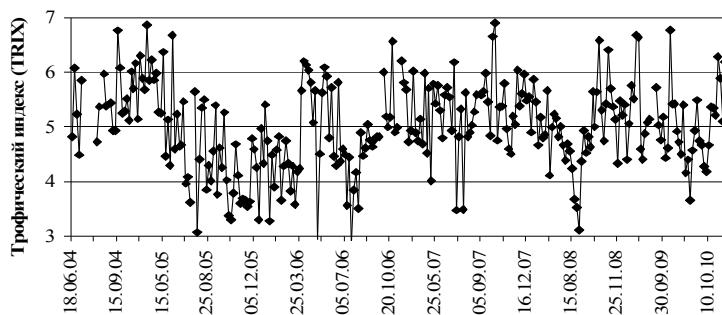


Рисунок 5 – Многолетняя динамика трофического индекса (TRIX) в поверхностных водах моря у берегов о. Змеиный

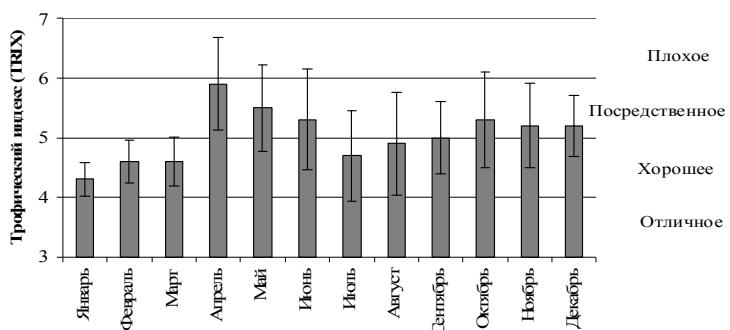


Рисунок 6 – Сезонная динамика трофического индекса (TRIX) и оценка состояния поверхностных вод моря у берегов о. Змеиный в период 2004 - 2010 гг.

тического моря [15] и у берегов Болгарии [13]. Однако у южного побережья Черного моря минимальные значения индекса TRIX регистрировались в апреле 2003 г. [9].

Корреляционный анализ, проведенный нами для массивов данных, показал, что коэффициенты линейной корреляции TRIX с N_{общ}, P_{общ} и DO₂ (%) составляли соответственно 0,43; 0,43 и 0,28.

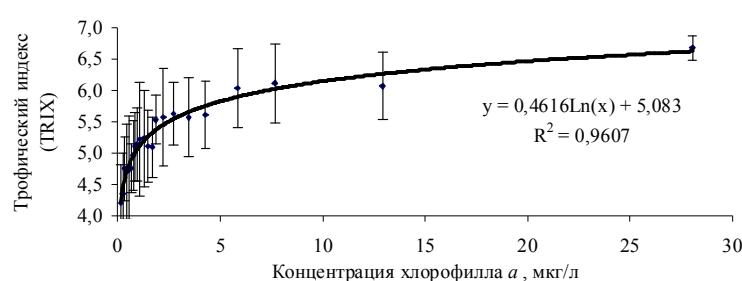


Рисунок 7 – Зависимость изменений трофического индекса (TRIX) от концентраций хлорофилла а в северо-западной части Черного моря у побережья о. Змеиный

олиготрофных до гипертрофных. Однако основной массив данных (43 и 39 %) указывает на то, что исследованная вода относилась к категориям мезотрофные (TRIX = 4 - 5) и эвтрофные воды (TRIX = 5 - 6) соответственно.

И только 6 % отобранных образцов воды относились к категории олиготрофные (TRIX = 3 - 4) и 12 % – гипертрофные (TRIX = 6 - 7) воды. Динамика среднемесячных значений TRIX (рис. 6) показывает, что самые низкие трофические индексы определены в январе и постепенно повышались в феврале и марте, достигнув максимальных (TRIX = 5,9) в апреле.

Примечательно, что в летний период происходило существенное снижение индекса по сравнению с весной, и в июле-августе среднемесячные значения составляли 4,7 - 4,9, что характеризует состояние вод как хорошее. В осенний период значения трофического индекса опять возрастили и, также как весной, соответствовали состоянию посредственных морских вод. Увеличение трофического индекса весной и осенью в исследованном районе связано с возрастанием речного стока [4] и накопление органического вещества в течение вегетационного периода [12].

Аналогичная особенность сезонных колебаний трофического индекса, с понижением его значений в летний период, была отмечена в прибрежных водах Адриа-

тического моря [15] и у берегов Болгарии [13]. Однако у южного побережья Черного моря минимальные значения индекса TRIX регистрировались в апреле 2003 г. [9].

Наиболее тесная корреляционная взаимосвязь (рис. 7) наблюдалась между TRIX и хлорофиллом а ($r = 0,98$; $p = 0,01$), из которой следует, что с увеличением концентраций хлорофилла а трофический индекс возрастает пропорционально натуральному логарифму содержания этого пигмента.

Полученная нами практически функциональная зависимость между содержанием хлорофилла а

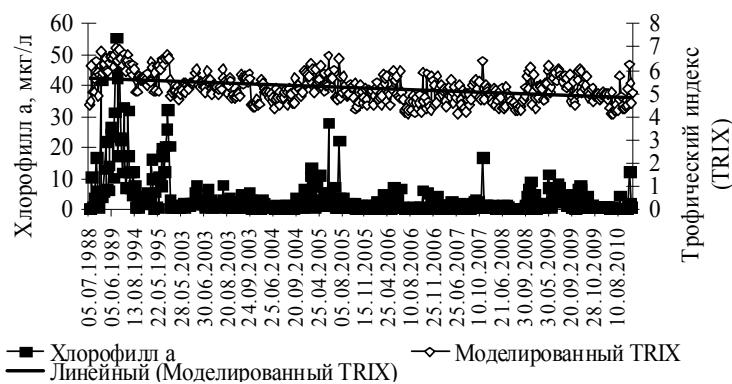


Рисунок 8 – Многолетняя динамика хлорофилла а и трофического индекса (TRIX) в северо-западной части Черного моря у побережья о. Змеиный

= 0,01).

Анализ трофического состояния прибрежных вод о. Змеиный за период 1988 - 2010 гг. показал, что средние значение индекса ТРИХ в 1988 - 1989 гг. составляло 6,1 и соответствовало категории гипертрофных морских вод. В 1994 - 1995 гг. трофический индекс понизился до 5,9 и стал соответствовать категории эвтрофных морских вод. В последующие годы (2003 - 2010) среднегодовое значение индекса ТРИХ постепенно снижалось и достигало минимума в 2005, 2006 и 2008 гг., соответствуя категории мезотрофные. Результаты определения ТРИХ (таблица) убедительно показывают снижение эвтрофикации прибрежных районов северо-западной части Черного моря по сравнению с прошлыми десятилетиями. В последние годы значение ТРИХ является пограничным между средним и высоким трофическим уровнем. При этом полученные результаты указывают на то, что за последние 6 лет качество морских вод у берегов о. Змеиный практически не менялось.

Сравнение наших данных с результатами других авторов, представленными в таблице, показало, что значения ТРИХ для морских вод вблизи о. Змеиный были наименьшими. Так, в Варненском заливе среднее многолетнее (1994 - 2000 гг.) значение индекса ТРИХ составляло 5,3 [14]. На взморье Дуная [1] среднее значение ТРИХ весной 2008 г. было равно 5,8, а осенью достигало 6,9. У турецкого побережья Черного моря [9] значения индекса ТРИХ в течении года изменялись от 6,9 до 7,7. При этом среднее значение ТРИХ у о. Змеиный составляло около 5,0, изменяясь от 4,6 в 2005 до 5,3 в 2007 гг. Таким образом, современный трофический статус морских вод в районе о. Змеиный является наиболее низким среди изученных районов Черного моря, что позволяет

и значением ТРИХ позволяет нам использовать ее для оценок значения ТРИХ только по значениям концентрации хлорофилла а в случае отсутствия данных о содержании кислорода, азота и фосфора. На рис. 8 показана многолетняя динамика хлорофилла а в прибрежных водах северо-западной части Черного моря и смоделированные по хлорофиллу значения трофического индекса ТРИХ за 1988 - 2010 гг. Сравнение смоделированных значений ТРИХ (рис. 8) с реальными данными (см. рис. 5) за период 2004 - 2010 гг. показали высокую сходимость результатов ($r = 65$; $P = 0,01$).

Значения индекса ТРИХ в прибрежных водах Черного моря

Год	Данные	Район	N	TR _{ср}	Std	Min	Max	Категория трофности
1988-1989	авторов	СЗЧМ	32	6,1	0,6	4,5	6,9	гипертрофные
1994-1995	авторов	СЗЧМ	42	5,9	0,5	5,1	6,7	эвтрофные
1994-2000	[14]	Варненский залив	-	5,3	1,2	2,8	7,9	эвтрофные
2002-2003	[9]	Самсун залив	60	-	>6	<6	7,7	гипертрофные
2003	авторов	Змеиный	77	5,2	0,4	4,4	5,04	эвтрофные
2004	авторов	Змеиный	88	5,2	0,4	4,4	6,3	эвтрофные
2005	авторов	Змеиный	104	4,6	0,9	3,1	6,7	мезотрофные
2006	авторов	Змеиный	136	4,8	0,8	3,0	6,6	мезотрофные
2007	авторов	Змеиный	96	5,3	0,7	3,5	6,9	эвтрофные
2008	авторов	Змеиный	88	4,9	0,7	3,1	6,6	мезотрофные
2008	[1]	Дельта Дуная	-	6,4	-	4,4	8,12	гипертрофные
2009	авторов	Змеиный	44	5,2	0,7	4,4	6,8	эвтрофные
2010	авторов	Змеиный	36	5,0	0,7	3,7	6,3	мезоэвтрофные

Примечание: N – количество определений; TR_{ср} – среднее значение ТРИХ; Std – стандартное отклонение; Min – минимальное значение; Max – максимальное значение.

использовать район о. Змеиный в качестве референтного для открытых вод западной части Черного моря.

Заключение

Результаты изучения долговременных изменений показателей качества и соответствующего трофического уровня морских вод Черного моря в районе о. Змеиный показали, что качество морских вод за последние 20 лет в этом районе улучшилось, о чем свидетельствует соответствующее уменьшение величины индекса TRIX. При этом установлено, что в районе острова Змеиный значения индекса TRIX значительно меньше, чем в других прибрежных районах западной части Черного моря. Этот факт позволяет нам предложить использование научно-исследовательской станции «Остров Змеиный» в качестве фоновой станции для западной части Черного моря.

Исследования проводились в рамках научно-исследовательских работ, которые финансировались Министерством образования и науки Украины и частично научным грантом проекта FP7 No. 226740 EnviroGrids (Building Capacity for a Black Sea Catchment Observation and Assessment System supporting Sustainable Development).

Благодарности

Авторы выражают благодарность персоналу научно-исследовательской станции «Остров Змеиный» Регионального центра интегрированного мониторинга Одесского национального университета им. И.И. Мечникова за проведение наблюдений на о. Змеиный, а также химикам Ирине Грузовой и Анатолию Сорокоумову за химические анализы компонентов азота и фосфора.

Литература

1. *Дятлов С.Э., Нікулін В.В., Петросян А.Г. та ін.* Результати еколого-токсикологічного моніторингу судового ходу Дунай - Чорне море у 2008 р. // Наук. зап. Тепноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка : Сер. Біол. Гідроекологія. – 2010. – № 3 (44). – Спецвипуск. – С. 82 - 85.
2. *Заика В.Е.* О трофическом статусе пелагических экосистем в разных районах Черного моря // Морський екологічний журнал. – 2003. – № 1, Т. II. – С. 5 - 10.
3. *Медінець В.І., Газетов Є.І.* Гідрологічні дослідження морських вод біля острова Зміїний // Острів Зміїний: екосистема прибережних вод / Відп. ред. В.І. Медінець. – Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса: Астропрінт, 2008а. – С. 51 - 77.
4. *Медінець В.І., Прощенко В.В.* Гідрохімічні дослідження // Острів Зміїний: екосистема прибережних вод / Відп. ред. В.І. Медінець; Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса: Астропрінт, 2008б. – С. 78 - 101.
5. *Медінець В.І., Ковальова Н.В., Конарєва О.П., Медінець С.В. та ін.* Гідробіологічні дослідження // Острів Зміїний: екосистема прибережних вод / Відп. ред. В.І. Медінець; Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса: Астропрінт, 2008с. – С. 102 - 174.
6. *Медінець В.І., Ковальова Н.В., Снігирьов С.М., Грузова І.Л.* Оцінка якості морських вод в районі острова Зміїний за допомогою індексу TRIX // Наук. зап. Тепноп. нац. пед. ун-ту ім. В.Гнатюка. Сер. Біол. – Гідроекологія. – 2010. – № 3 (44). – Спецвипуск. – С. 159 - 162.
7. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений.* – Л.: Гидрометиздат, 1980. – 190 с.
8. *Руководство по химическому анализу морских вод.* – СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. – 218 с.
9. *Baytut O., Gonulol A., Koray T.* Temporal Variations of Phytoplankton in Relation to Eutrophication in Samsun Bay, Southern Black Sea. Turkish // Journal of Fisheries and Aquatic Science. – 2010. – Vol. 10. – Pp. 363 - 372.
10. *BSC, State of the Environment of the Black Sea (2001 - 2006/7) / Edited by Temal Oguz* // Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC) 2008-3, Istanbul, Turkey. – 2008. – 448 p.
11. *EEA, Eutrophication in Europe's Coastal Waters* // Topic report. European Environment Agency, Copenhagen. – 2001. – 7/2001. – 115 p.
12. *Kovalova N., Medinets S., Konareva O., Medinets V.* Long-term Changes of Bacterioplankton and Chlorophyll «A» as indicators of Changes of North-Western Part of the Black Sea Ecosystem During the Last 30 Years // Journal of Environmental Protection and Ecology. – 2010. – 11, No 1. – Pp. 191 - 198.
13. *Moncheva S., Doncheva V.* Eutrophication index ((E) TRIX) – an operational tool for the black sea coastal water ecological quality assessment and monitoring // The Black Sea Ecological Problems : International symposium. – SCSEIO, Odessa. – 2000. – Pp. 178 - 185.
14. *Moncheva S., Dontcheva V., Shtereva G., Kamburska L.* at al. Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality // Water Science and Technology. – 2002. – Vol. 46, No 8. – Pp. 19 - 28.
15. *Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A.* Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea // Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. – Environmetrics. – 1998. – 9. – Pp. 329 - 357.
16. *WFD, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy* // Official Journal of the European Communities. – 2000. – L 327. – Pp. 1 - 72.

ИЗУЧЕНИЕ ВОДНОГО РЕЖИМА ОЗЕР-ЛИМАНОВ КЕРЧЕНСКОЙ ГРУППЫ С ПРИМЕНЕНИЕМ СПУТНИКОВЫХ ДАННЫХ

Л. В. Харитонова¹, В. П. Ястреб¹, Т. В. Хмара¹, Н. В. Никольский²

¹Морской гидрофизический институт НАН Украины (МГИ НАНУ)

²Филиал Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

Отличительная особенность водоемов приморской полосы суши состоит в том, что они возникли в зоне контакта суши и моря. В зависимости от характера водообмена с морем или отсутствием такового, а также особенностей региональных факторов, таких как палеогеография лиманов, их современное географическое положение, геологическое строения подстилающей поверхности, морфометрические параметры, гидролого-гидрохимический режим, набор специфических водных экосистем и др., каждый из них является уникальным географическим объектом. В то же время региональные особенности развития лиманов позволяют предположить наличие общности условий образования и дальнейшей эволюции. Интенсивное освоение лиманов зачастую ведет к изменению их морфометрических параметров, которые отражаются в изменении геометрии водного зеркала, что может быть зафиксировано космическими наблюдениями с последующей интерпретацией степени преобразования водного объекта. Был сформирован массив доступных космических снимков, охватывающих лиманы Керченской группы, за теплые месяцы 2006, 2007 и 2009 гг. Получены изменения конфигураций и площадей лиманов-озер в этот период.

Ключевые слова: соленые озера, лиманы, Керченский полуостров, оз. Кояшское, оз. Узунларское, оз. Тобечикское, оз. Чокракское, космические снимки, водный режим

Введение

В последние десятилетия в виду бесконтрольного использования ресурсов лиманов усилилось тенденция к их деградации [1]. Эффективность программ обеспечения экологической и ресурсной безопасности этих уникальных водоемов невысока. В настоящее время в связи с этим объясняется существенный научный интерес к приморским озерам как ресурсным системам, включающим в себя бальнеологические, рекреационные и промышленные (химические) ресурсы, которые совместно с береговой зоной морей представляют собой геоэкотон «суша-море».

На Керченском полуострове сосредоточены уникальные природные ресурсы, в частности, лечебные грязи и рапа, освоение которых происходит с нарастающей интенсивностью. Между тем эти ресурсы составляют основу развития разнообразных видов природопользования Азово-Черноморского побережья, представленного рекреационно-курортной инфраструктурой, бальнеологическими, химическими, промысловоморскими, пищевыми (поваренная соль) ресурсами и ресурсами промышленного назначения (рапа) [3].

Характеристика озер-лиманов Керченской группы

Установлено, что приморские озера в большинстве случаев возникают в отмирающих заливах, которые в результате вдольберегового движения прибрежных наносов формируют аккумулятивные формы рельефа в виде пляжей, валов, кос-пересыпей. В результате этих преобразований побережья приморские озера становятся автономными водоемами со специфическим водным балансом [4, 7].

Для установления гидрологических и литологических (донные отложения) различий рассматривались приморские озера азовоморского и черноморского побережий в силу того, что Черное и Азовское моря представляют собой важную часть водного бюджета приморских водоемов с разными термохалинными характеристиками. Кроме того, профили равновесия прибрежных зон Азовского и Черного морей существенно различны. В Черном море берег приглубый, в Азовском - отмельный. Эти факторы играют существенную роль в формировании гидрологического режима вод, в образовании и развитии пересыпей в условиях современной трансгрессии пересыпей [9].

В качестве объектов изучения были выбраны Чокракское озеро на азовоморском побережье, Кояшское, Узунларское озера – на черноморском побережье Керченского полуострова и Тобечикское озеро, граничащее с Керченским проливом (рис. 1). Основные статьи положительного водного баланса этих озер представлены переброской морских вод во время сильных штормов через пересыпь, пополняя морской водой чаши озерных котловин. Отрицательные статьи водного баланса представлены испарением с водной поверхности озера, увеличивая концентрацию солей в водном слое озер. Соленость в летний сезон (максимальное испарение) достигает 280 %.

ОКЕАНОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

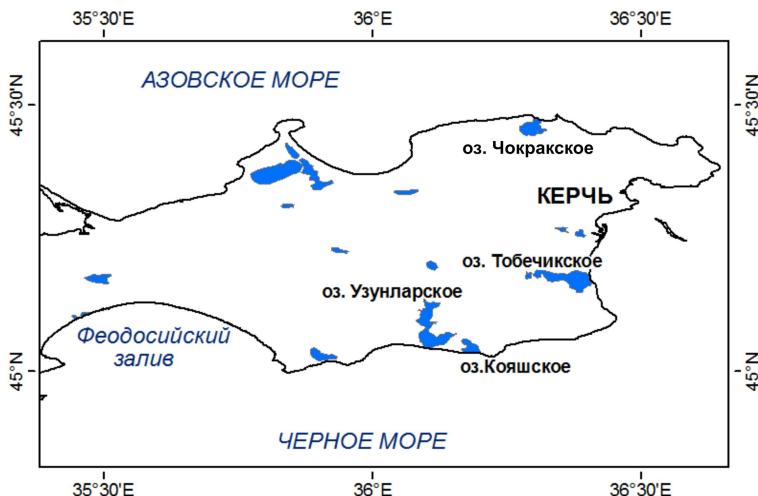


Рисунок 1 – Расположение озер-лиманов Керченской группы

Площадь Кояшского соленого озера около 6 км^2 , характерная глубина 0,1 - 0,2 м, максимальная не превышает 0,6 м. В озере накапливаются илы и происходит садка соли. В озерной рапе обнаружены бор, мышьяк, ртуть и другие микроэлементы, связанные с деятельностью грязевого вулкана [2]. Возможно, в южной части озерной котловины в четвертичное время находилась его кальдера. Рапа и озерные илы обладают целебными свойствами. Запасы лечебной грязи в акватории озера оцениваются более чем в 3 млн. m^3 .

Чокрак представляет собой отчленившееся от моря соленое озеро, подпитываемое сероводородными источниками. Имеет в поперечнике 3 - 4 км, площадь $8,5 \text{ км}^2$ и занимает днище овальной котловины, которая находится на стыке двух крупных антиклинальных складок – Караларской и Чокракской. Между ними проходит разлом в земной коре. Котловина образована не только размывом глин поверхностными водами, но и тектоническими процессами, с которыми были в прошлом связаны проявления грязевого вулканизма, а сейчас поднимаются к поверхности сероводородные воды.

Тобечикское озеро – самый крупный лиман на юго-востоке Керченского полуострова. Его длина 9 км, ширина – около 2 км, площадь зеркала $\sim 18 \text{ км}^2$. На восточной стороне озеро отделено от Керченского пролива узкой пересыпью, шириной около 200 м. Максимальная глубина озера – 2 м.

Несмотря на сравнительно равные условия формирования лиманов, расположенных в зоне недостаточного увлажнения с признаками полупустынных ландшафтов, ожидается, что они по своим морфометрическим характеристикам, гидрологическому и гидрохимическому режиму, геохимии донных отложений неоднородны.

Наибольшая соленость морских вод, проникающих в прибрежные озера-лиманы, характерна для черноморского побережья (17 - 18 %). Озера побережья Керченского пролива, ввиду смешения азовоморских вод с черноморскими, получают морскую менее соленую воду путем подземного стока. Подпитка озер-лиманов северного побережья Керченского полуострова осуществляется азовоморскими водами (около 14 %).

В связи с различиями в статьях водного бюджета озер-лиманов Керченского полуострова следует ожидать гидролого-гидрохимические несоответствия. В связи с этим можно ожидать колебания солевого состава вод керченских озер-лиманов в диапазоне миксогалинных (0,5 - 30 %), эугалинных (30 - 40 %) и гипергалинных ($> 40 \text{ \%}$) типов водоемов [11]. Не исключено, что эти различия по солености предопределяют индивидуальные особенности химического состава донных отложений, относящихся к бальнеологическим ресурсам – лечебным грязям.

В летние месяцы, особенно во второй половине лета (июль - август) большинство озер пересыхает. Как правило, это явление наиболее характерно для гиперсоленых озер северного (азовоморского) побережья полуострова. Озера южного побережья в целом сохраняют свои параметры. Очевидно, что такие различия в параметрах площадей приморских водных объектов связаны с особенностями водного баланса. В частности, на южном берегу Керченского полуострова в связи с приглушенным характером прибрежной зоны моря во время штормов происходит переброска морских вод в приморские озера. На азовоморском мелководном побережье волны разрушаются и

Узунларское озеро-лиман отделено от Черного моря песчано-ракушечной пересыпью. Длина лимана составляет 10 км, средняя ширина 1,5 км (максимальная 5,5 км), площадь $21,2 \text{ км}^2$, глубина 0,05 - 0,1 м. Котловина водоема неправильной удлиненной формы с извилистой береговой линией и высокими восточными и северными берегами. Питание осуществляется за счет морских, грунтовых и поверхностных вод. Дно покрыто пластом серого и черного (имеет лечебные свойства) ила мощностью до 10 м. В летнее время лиман часто пересыхает и на дне образуется соляная корка.

зачастую их энергии не хватает для переброски морских вод в приморские озера, например, Чокрак.

Причина столь разного характера водного баланса приморских озер северного и южного побережий связана с характерными различиями прибрежных зона Черного (приглубый берег), и Азовского (отмельный берег) морей. У азовоморского побережья в условиях практически постоянного действия устойчивого северо-восточного ветра поверхность волны уже при подходе к берегу на расстоянии до 1 км начинают, вследствие мелководья прибрежной зоны, растречивать волновую энергию. В результате происходит разрушение волн, поэтому переброска морских вод в приморские озера существенно ослаблена. В результате поступление азовоморских вод в приморскую полосу суши минимально. Во второй половине лета часть приморских озер вследствие интенсивного испарения пересыхают.

На южном, черноморском, побережье Керченского полуострова картина иная. Приморские озера практически в тех же метеорологических условиях, что и на севере, сохраняют водный слой. Причина тому – крутой прибрежный склон моря. Вследствие этого условия ветровые волны сохраняют свои параметры и разрушаются только в прибрежной полосе моря. При штормовых условиях волновая энергия реализуется в волновой поток, который становится основной статьей водного баланса приморских озер южного побережья, таких как Кояшское, Узунларское.

Методы исследования

Решение проблемы научно-практической оценки природно-хозяйственной системы для нахождения механизма адаптации хозяйственной подсистемы с природной можно свести к комплексному контролю состояния водоема в процессе его хозяйственного освоения. По сути, речь идет о мониторинге водоемов, который осуществляется наземными контактными системами слежения: стационарными гидрологическими и метеорологическими постами, регулярными гидролого-гидрохимическими съемками, промерами дна, контролем биоразнообразия и биопродуктивности. Эти сведения содержат наиболее важную информацию о лиманах. К сожалению, в последние два десятилетия система наземного мониторинга за некоторым исключением практически разрушена.

В основе второго способа оперативного контроля лежат неконтактные методы наблюдений, которые осуществляются с помощью аэрокосмического мониторинга природных объектов [5, 8]. Интенсивное освоение лиманов зачастую ведет к изменению их морфометрических параметров, которые отражаются в изменении геометрии водного зеркала, что может быть зафиксировано космическими наблюдениями с последующей интерпретацией степени преобразования водного объекта. Это позволяет получить описательно-распознавательные образы водоемов, главным образом в виде площади водного зеркала S_3 и ее контура (длина береговой линии L). Зная площадь, максимальную и среднюю глубину, можно получить объем водного тела ($V = S_3 \cdot H_{cp}$). Характеристики V и S_3 позволяют рассчитать т.н. удельную поверхность S_3 / V . Этот параметр характеризует обмен веществом и энергией между лиманом и окружающей средой [10].

Изучение возможностей использования космической информации было проведено на примере озер-лиманов Керченской группы: Кояшского, Тобечикского, Узунларского и Чокракского.

В рамках представляемой работы проведено исследование положение уреза воды в лиманах по данным серии спутниковых снимков Landsat 4-5 TM, 7 ETM+ разрешение 15 - 30 м, привязанных к системе координат WGS-84. С февраля 2009 г. данные программы Landsat находятся в свободном пользовании в сети Интернет [12].

Для анализа изменчивости морфометрических характеристик лиманов в течение летних сезонов, осуществлялась комбинация космических снимков в спектральных диапазонах ближнего (0,78 - 0,89 мкм), среднего (0,90 - 1,57 мкм) ИК-каналов и красного видимого канала (0,63 - 0,69 мкм). Излучение ближнего инфракрасного участка спектра практически полностью поглощается тонкой пленкой воды, не проникая в глубину, что дает резкий контраст между акваториями и объектами суши. В данном диапазоне хорошо отслеживается береговая линия, что позволяет достаточно четко выделить границу суши - море. С большой точностью дешифрируются водные объекты внутри суши. Эта комбинация дает возможность анализа влажности и полезна при изучении почв и растительного покрова. В целом, чем выше влажность почв, тем темнее она будет выглядеть, что обусловлено поглощением водой излучения ИК диапазона [6]. При анализе состояния лиманов обводненные грунты (ил - грязь) на осушаемой территории лимана отображается розовым цветом, что позволяет его четко отделить от водного зеркала водоема, которое отображается оттенками синего.

В ходе работы был сформирован массив доступных космических снимков, охватывающих район исследований, за летние периоды 2006, 2007, и 2009 гг. Затем снимки комбинировались в программном пакете ENVI, после чего производилось дешифрирование в среде ERSI ArcGis.

Результаты и обсуждение

В результате проделанной работы получены изменения конфигураций и площадей лиманов-озер в летний период (апрель - сентябрь) 2006, 2007 и 2009 гг. В весенний период чаша всех озер полностью заполнена водой. Уже в конце мая начале июня конфигурация береговой линии озер начинает изменяться. По мере прогревания воды в лиманах, суши и атмосферы увеличивается испарение, что приводит к значительному осушению лиманов. Так, например, площадь зеркала Узунларского озера-лимана к сентябрю уменьшилась более чем в 2 раза (рис. 2, 3), а Чокракское озеро обмелело практически полностью (см. далее рис. 5, а).

На рис. 2 приведены площади водного зеркала озер-лиманов Керченской группы за март - октябрь 2006, 2007 и 2009 гг., полученные на основе спутниковых изображений. Хорошо просле-

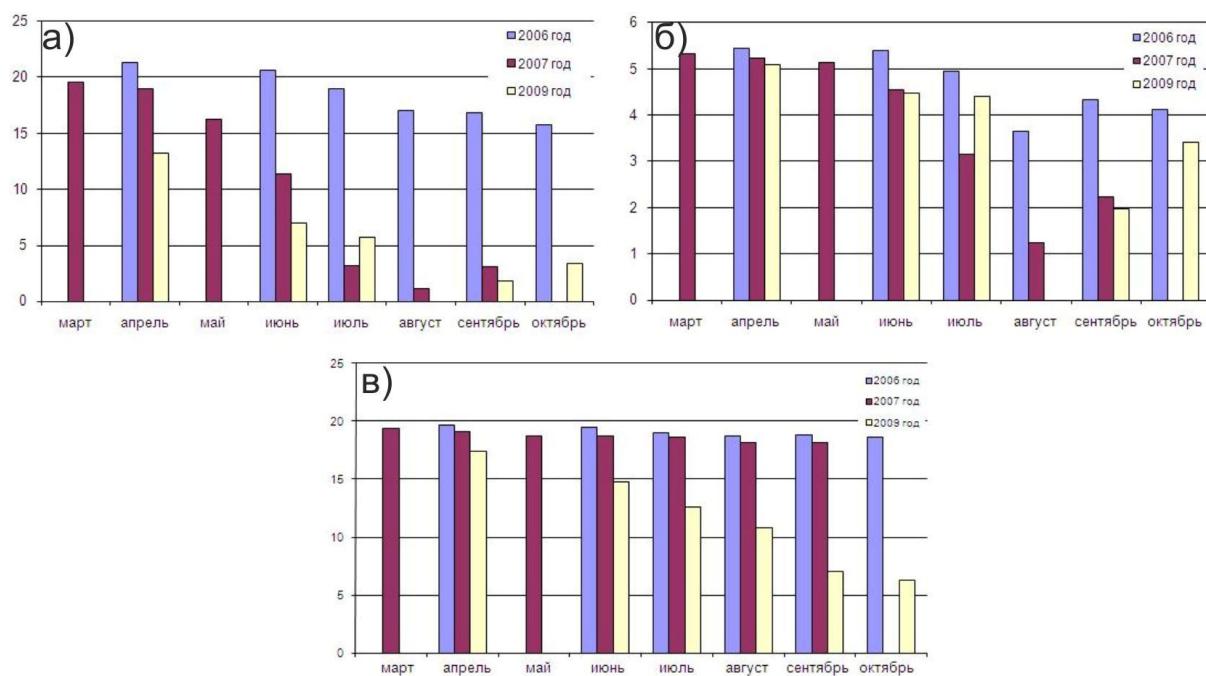


Рисунок 2 – Площади водного зеркала (км^2) лиманов Керченской группы в марте - октябре 2006, 2007 и 2009 гг.: Узунларское (а), Кояшское (б), Тобечикское (в)

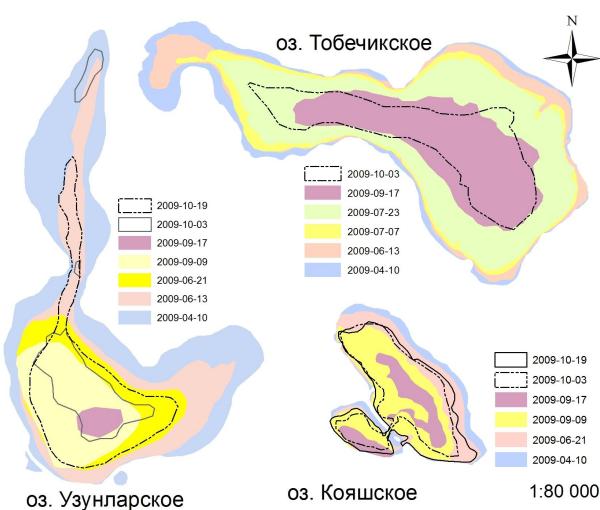


Рисунок 3 – Положения уреза воды в лиманах летом 2009 г., полученные по данным спутниковых снимков Landsat

живаются сезонные изменения размеров озер, особенно в засушливые годы (2007, 2009 гг.).

Обращает на себя внимание характер осушения лиманов. В близкорасположенных озерах-лиманах Узунларское и Кояшское вода отступает от окраин к центру, оставаясь все же ближе к пересыпям, отделяющим лиманы от моря (рис. 3). Возможно, что в засушливый период питание озер осуществляется исключительно в результате фильтрации морской воды через пересыпь. Так, зафиксировано, что в период с 18 по 26 июля 2007 г. произошло увеличение и смещение от центральной части к пересыпи области распространения воды в оз. Узунларское (рис. 4, а). В этот период по данным [13] в городах Керчь и Феодосия осадков не наблюдалось. Однако 23 июля указано, что наблюдался южный ветер 5 м/с, что могло привести к нагону у пересыпи озера и как

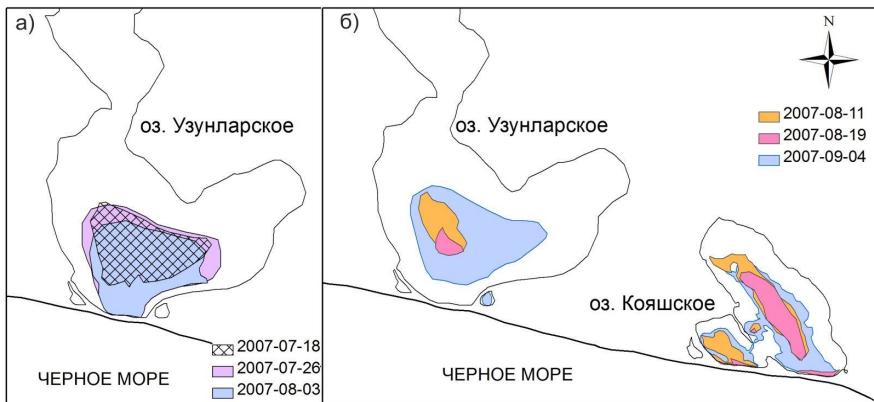


Рисунок 4 – Положения уреза воды в озерах Узунларское и Кояшское в период с 18 по 26 июля 2007 г. (а) и с 11 августа по 9 сентября 2007 г. (б) по данным спутниковых снимков Landsat

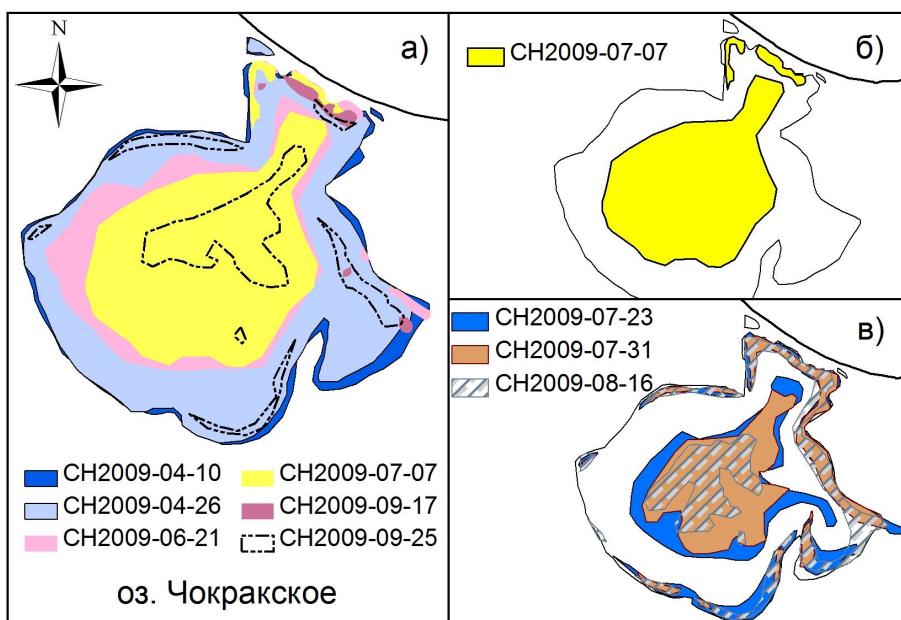


Рисунок 5 – Изменение положения воды в Чокракском озере в летний период 2009 г., полученное по космическим снимкам серии Landsat: сезонное обмеление водоема (а); положение уреза воды до выпадения осадков (б); изменение положения уреза воды после выпадения осадков в июле и августе 2009 г. (в)

вать о существовании питания озера-лимана морскими водами, которое осуществляется в результате инфильтрации через пересыпь.

На рис. 5, в представлено изменение объема воды в Чокракском озере после осадков, выпавших на Керченском полуострове 16, 17 и 31 августа [13]. Видно, что площадь водного зеркала увеличилась не только за счет центральной части, но в значительной мере благодаря окраинным частям, в которые поступили дождевые воды с прилегающих балок.

Выводы

Проведен первичный анализ изменений морфометрических характеристик озер Керченского полуострова в летний сезон по космическим снимкам серии Landsat. Исследованы их гидрологические характеристики для получения предварительных оценок потенциальных ресурсов лечебных грязей приморских озер в летний период 2009 г.

Уже на данной стадии исследования режима вод озер-лиманов Керченской группы можно сказать, что система питания этих водных объектов комплексная и связана как с дождевым питанием, так и с переброской и инфильтрацией морской воды через пересыпи. Преобладающие источники питания озер азовского и черноморского побережий существенно отличаются.

следствие к подпитке озера морскими водами. Результатом пополнения дождевыми водами является увеличение площади водного зеркала в центральной части озер, такая ситуация зафиксирована в Узунларском и Кояшском озерах-лиманах после прохождения осадков 16 - 17 июля 2007 г. (рис. 4, б).

В Тобечикском озере-лимане наблюдается иная картина. Осушение происходит от пересыпи к дистальной оконечности водоема (см. рис. 3), что может происходить в результате подпитки озера-лимана поверхностными либо грунтовыми водами.

Чокракское же озеро мелеет от окраин к центральной части (рис. 5, а). Конфигурация водного зеркала в форме бутылки, обращенной горлышком к Азовскому морю (рис. 5, а, б), а также наличие на протяжении практически всего сухого периода 2009 г. воды у пересыпи могут свидетельствовать

Полученные результаты являются в значительной мере качественными и требуют привлечения натурных данных. В дальнейшем планируется провести сравнение получаемых с космических снимков результатов с информацией об осадках и штормовых ситуациях, фиксируемых на ближайших береговых метеорологических станций Керченского полуострова.

Литература

1. *Водне господарство в Україні* / За ред. А.В. Яцика, В.М. Хорева. – К.: Генеза, 2000. – 456 с.
2. *Губанов И.Г., Клюкин А.А.* Роль грязевого вулканизма в формировании озерных котловин Керченского полуострова // Литолого-геохимические условия формирования донных отложений. – К.: Наукова думка, 1979. – С. 117 - 126.
3. *Дзэнс-Литовский А.И.* Соляные озера СССР и их минеральные богатства. – Л., 1968. – 325 с.
4. *Зенкович В.П.* Основы учения о развитии берегов. – М.: АН СССР, 1962. – 426 с.
5. *Курбатова И.Е.* Спутниковый мониторинг побережья Азовского моря – реальные возможности и специфика // ИЗК. – 2000. – 3. – С. 21, 34 - 56.
6. *Лабутина И.А.* Дешифрирование аэрокосмических снимков. – М.: Аспект Пресс, 2004. – 184 с.
7. *Морская геоморфология.* – М., 1980. – 315 с.
8. *Степанов П.А., Горбатюк В.М.* Особенности организации мониторинга пересыпей и кос Азовского моря. – http://www.rusnauka.com/17_AND_2010/Geographia/69335.doc.htm
9. *Ястреб В.П.* Возникновение древних и современных аккумулятивных форм в условиях новочерноморской трансгрессии // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2009. – Вып. 20. – С. 145 - 152.
10. *Ястреб В.П., Иванов В.А., Хмара Т.В.* К вопросу о классификации водоемов зоны сопряжения суши и моря Азово-Черноморского побережья // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – Вып. 15. – С. 326 - 346.
11. *Ястреб В.П., Хмара Т.В.* Соленость вод как условие существования экосистем открытых лиманов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – Вып. 15. – С. 347 - 358.
12. <http://glovis.usgs.gov/>
13. <http://www.gismeteo.ru/diary>

ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ МЕТОДОМ ДИСКРИМИНАНТНОГО АНАЛИЗА

Е. Б. Мельникова, Н. В. Бурмистрова

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Исследовано влияние параметров среды обитания на интенсивность поля биолюминесценции в прибрежных водах Черного моря. Методом дискриминантного анализа получены классифицирующие функции, позволяющие оценить интегральное воздействие гидрофизических параметров среды и предсказать по их величине уровень интенсивности поля биолюминесценции.

Ключевые слова: биолюминесценция, дискриминантный анализ, классифицирующие функции, температура, соленость, мутность, давление

Среди факторов среды, влияющих на формирование интенсивности поля биолюминесценции, большое значение имеют гидрофизические характеристики – температура, соленость, мутность, давление (глубина обитания светящихся организмов). Эти параметры водной среды, влияют на вертикальное распределение биолюминесцентов, пространственную структурированность популяций гидробионтов, и как следствие этого, на расположение по глубине максимумов и минимумов интенсивности светоизлучения [4, 5].

Влияние среды на организмы обычно оценивают по воздействию отдельных факторов, без учета их интегрального влияния [3, 6]. Поэтому целью данной работы является оценка совместного воздействия на светящихся гидробионтов гидрофизических параметров среды и получение аналитических уравнений, которые могут быть использованы для предсказания интенсивности поля биолюминесценции.

Материал и методика исследований

В основу работы были положены данные отдела биофизической экологии Института биологии южных морей НАН Украины, полученные в июле 2010 года. Съемки проводили в ночное время в прибрежных водах Черного моря на траверзе бухты Круглая, которая находится в двухмильной зоне от Севастопольской бухты. Глубина моря в районе исследования – около 60 м. Пространственную структуру поля биолюминесценции, а также изменение параметров среды обитания исследовали методом многократного батифотометрического зондирования толщи воды, используя гидробиофизический комплекс «Сальпа-М» [1]. Статистическую обработку результатов экспериментальных исследований проводили с помощью дискриминантного анализа [2]. Была применена процедура пошагового линейного дискриминантного анализа с последовательным включением гидрофизических показателей среды, реализованная в программном статистическом пакете Statistica 6.0.

Результаты исследований и их обсуждение

В результате проведенных исследований было определено, что в районе исследования в пределах исследованных глубин (от 0 до 60 м) интенсивность поля биолюминесценции изменялась в пределах от 0 до 20000 пВт·см⁻²·л⁻¹. При этом температура воды изменялась в пределах от 7,8 до 24 °C, соленость – от 17,09 до 18,45 ‰, а мутность – от 0,29 до 1,18 ЕМФ (единиц мутности по формазину).

В комплексном воздействии на гидробионты нескольких гидрофизических факторов среды обитания, можно выделить некоторые закономерности, которые являются общими по отношению ко всем светящимся видам. Факторы среды обитания могут создавать благоприятные условия, способствующие высокому уровню интенсивности биолюминесценции или условия, ограничивающие интенсивность биолюминесценции. В некоторых условиях среды, при которых один или несколько факторов близки к критическим, для жизнедеятельности биолюминесцентов значениям, жизненные процессы протекают медленно, что приводит к низкой интенсивности их светоизлучения. В соответствии с этим по воздействию среды обитания на интенсивность биолюминесценции водная среда была разбита на три области:

1. Область оптимальных значений параметров среды обитания, в которой наблюдается высокая интенсивность поля биолюминесценции.

2. Область лимитирующих значений параметров среды обитания. В этой области фактор, находящийся в недостатке или, напротив, в избытке отрицательно влияет на организмы. Интенсивность свечения биолюминесценции в этой области в 5 - 10 раз ниже, чем в области оптимальных значений параметров среды.

3. Область угнетающих значений параметров среды обитания, которая характеризуется низким уровнем биолюминесценции.

В таблице приведены граничные (минимальные и максимальные) и средние значения интенсивности поля биолюминесценции, а также параметры сред в трех выделенных областях. Для определения степени раздельного и совместного воздействия внешних факторов на интенсивность поля биолюминесценции нами был применен дискриминантный анализ.

Изменения интенсивности поля биолюминесценции (ИПБ, $\text{пВт}\cdot\text{см}^{-2}\cdot\text{л}^{-1}$), температуры (Т, $^{\circ}\text{C}$), солености (S, %) и мутности (M, ЕМФ) в разных областях среды обитания

	Область угнетающих значений параметров среды обитания (УЗ)				Область лимитирующих значений параметров среды обитания (ЛЗ)				Область оптимальных значений параметров среды обитания (ОЗ)			
	ИПБ	Т	S	M	ИПБ	Т	S	M	ИПБ	Т	S	M
Мин.знач.	0	7,8	17,5	0,29	2000	8,7	17,1	0,32	11000	10,6	17,1	0,43
Макс.знач.	2000	24,0	18,4	1,18	11000	23,8	18,3	1,16	20000	18,7	18,2	1,05
Ср.знач.	450	15,1	18,1	0,46	5500	11,8	17,9	0,51	15000	12,8	17,8	0,58

Результаты проведенного дискриминантного анализа показали, что все использованные в наших экспериментах характеристики среды обитания являются значимыми переменными (значение Лямбда Уилкса составило 0,094, $F = 80,03$ при $p < 0,001$), позволяющими с достаточно высокой степенью надежности по величине гидрофизических параметров с учетом их интегрального воздействия разделить гидробионтов по интенсивности свечения на три отмеченные выше области. В следствие этого гидрофизические характеристики среды обитания могут быть использованы для составления классифицирующих функций, а также на основе использования этих функций параметры среды могут быть использованы для прогнозирования интенсивности поля биолюминесценции.

В результате проведенного анализа получены следующие классифицирующие функции для каждой из областей.

Область оптимальных значений параметров среды обитания:

$$DOZ = 108,7 \times T + 1113,9 \times S + 241,2 \times M + 23,9 \times h - 10919,1. \quad (1)$$

Область лимитирующих значений параметров среды обитания:

$$DLZ = 111,4 \times T + 1127,7 \times S + 243,0 \times M + 24,7 \times h - 11219,4. \quad (2)$$

Область угнетающих значений параметров среды обитания:

$$DUZ = 116,6 \times T + 1152,2 \times S + 247,6 \times M + 26,3 \times h - 1783,0. \quad (3)$$

Классифицирующие функции содержат набор коэффициентов, на которые умножаются значения соответствующих гидрофизических параметров.

Для прогнозирования уровня биолюминесценции в некоторой точке, гидрофизические параметры (температура, соленость, мутность, глубина), характеризующие эту точку, подставляются в уравнения (1) - (3) и умножаются на соответствующие коэффициенты. Произведения суммируются, и найденные значения классифицирующих функций сравниваются между собой. Интенсивность свечения гидробионтов должна быть отнесена к той области, для которой значение классифицирующей функции больше.

Результаты оценки уровней биолюминесценции найденные по уравнениям (1) - (3) сравнивались с экспериментальными результатами. Получено, что совпадение расчетных результатов и экспериментальных данных составляет 90,5 %.

Заключение

1. Показано интегральное воздействие гидрофизических факторов среды на интенсивность поля биолюминесценции, создаваемого светящимися организмами. По уровню влияния на рас-

пределение популяций биолюминесцентов и интенсивность их светоизлучения комплекс гидрофизических характеристик среды можно разбить на три области:

- область оптимальных значений гидрофизических параметров, способствующих высокой интенсивности поля биолюминесценции;
- область значений гидрофизических параметров, лимитирующих интенсивность поля биолюминесценции;
- область угнетающих значений гидрофизических параметров, способствующих незначительной интенсивности поля биолюминесценции.

2. Получены уравнения, позволяющие оценить интегральное воздействие гидрофизических факторов среды и предсказать по их величинам уровень интенсивности поля биолюминесценции.

Литература

1. *Бурмистрова Н.В., Токарев Ю.Н., Василенко В.И., Жук В.Ф.* Организация и проведение биофизического мониторинга планктонного сообщества прибрежной акватории Севастополя: первые результаты // Современные проблемы морской инженерной экологии (изыскания, ОВОС, социально-экономические аспекты) : тез. докл. Междунар. науч. конф. Ростов на Дону, 9 - 11 июня 2008 г. – Ростов н/Д: ЮНЦ РАН, 2008. – С. 59 - 62.
2. *Клекка У.Р.* Дискриминантный анализ // Факторный, дискриминантный и кластерный анализ / пер. с англ. – М.: Финансы и статистика, 1989. – С. 78 - 138.
3. *Овсяный Е.И., Романов А.С., Миньковская Р.Я.* и др. Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : Сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2001. – Вып. 2. – С. 138 - 152.
4. *Токарев Ю.Н.* Основы биофизической экологии гидробионтов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 342 с.
5. *Токарев Ю.Н., Битюков Э.П., Василенко В.И., Соколов Б.Г.* Поле биолюминесценции – характерный показатель структуры планктонного сообщества Черного моря // Экология моря. – 2000. – № 53. – С. 20-25.
6. *Трощенко О.А., Еремин И.Ю., Субботин А.А.* и др. Термохалинная структура вод на взморье Севастополя и ее влияние на основные параметры продукции на мидийной ферме // Экологическая безопасность шельфовой зоны и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – Вып. 15. – С. 110 - 119.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ СЕЗОННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ БИОХИМИЧЕСКОГО ПОТРЕБЛЕНИЯ КИСЛОРОДА В ВОДАХ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

С. В. Свищев

Морской гидрофизический институт НАН Украины (МГИ НАНУ)

Рассмотрены закономерности внутригодовых изменений биохимического потребления кислорода в водах Севастопольской бухты в период 2008 - 2012 гг. Выявлены пространственные особенности сезонных изменений биохимического потребления кислорода в водах Севастопольской бухты. Сезонные колебания величины биохимического потребления кислорода в водах бухты зависят от ряда параметров: температуры среды, исходной концентрации растворенного кислорода, концентрации и состава органического вещества.

Ключевые слова: биохимическое потребление кислорода, Севастопольская бухта

Введение

Интенсивно эксплуатируемые прибрежные морские системы, к числу которых относится Севастопольская бухта, подвергаются воздействию повышенной антропогенной нагрузки. Она может включать факторы чрезмерно интенсивной эксплуатации природных ресурсов, вселения чужеродных видов, загрязнения окружающей среды (выбросы хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод и т. д.) [6].

Одним из общепринятых индикаторов нежелательных изменений состояния морской экосистемы является величина биохимического потребления кислорода (БПК) – важная санитарно-эпидемиологическая характеристика, которая служит для оценки степени загрязнения природных и промышленных вод. Она напрямую зависит от количества гетеротрофных бактерий, которое в свою очередь определяется степенью загрязнения водных масс [8]. Такая взаимосвязь приводит к тому, что физический смысл величины БПК определяется как количество кислорода, необходимое для окисления «нестойкого органического вещества» (или иными словами для минерализации «нестойкого органического вещества») в основном обитающей в воде бактериальной флобой.

Подобная трактовка физического смысла величины БПК носит весьма расплывчатый характер, который становится еще более неопределенным при использовании различных методик определения БПК (БПК_3 , БПК_{∞} , при различных температурах, степенях насыщения вод кислородом), тогда как при оценке состояния природных вод возникает необходимость связать БПК с той или иной биохимической характеристикой. Частично неоднозначность измеряемых различными методиками величин БПК снимается санитарно-эпидемиологическими разработками последних лет, которые рекомендуют использовать для оценки экологического состояния вод только величину БПК_5^{20} , т. е. потребление кислорода за 5 суток выдержки пробы в герметичной посуде определенного объема из темного стекла при 20°C [9, 11]. При таком подходе появляется возможность анализировать не только состояние морской среды, но и пространственно-временные характеристики изменений этого состояния.

В качестве объекта исследования выбрана Севастопольская бухта, расположенная на юго-западной оконечности Крымского п-ова и представляющая собой полузамкнутую акваторию эстuarного типа с ограниченным водообменом. В ней выделяют устье р. Черной и 19 малых бухт – Карантинную, Артиллерийскую, Южную, Килен-бухту и др. [3]. Протяженность основной части бухты составляет 7,5 км при максимальной ширине около 1 км. Глубина бухты достигает при входе 20 м и уменьшается до 4 - 5 м к вершине. Средняя глубина бухты составляет 12,5 м. После постройки в 1976 - 1977 гг. защитного мола ширина бухты при входе уменьшилась с 940 до 550 м. Это привело к уменьшению интенсивности водообмена с сопредельной акваторией моря. В следствие чего уменьшились потоки обогащенных кислородом морских вод в бухту и обогащенных органическим веществом речных вод из бухты.

В восточной части (в вершине) в бухту впадает р. Черная – одна из наиболее полноводных рек Юго-Запада Крыма. Ее среднегодовой зарегулированный сток для 1954 - 2000 гг. составлял 56,8 млн. m^3 , причем 80 % этого стока приходилось на зимние и весенние периоды [4]. Учитывая, что объем вод бухты составляет 79 млн. m^3 [7], даже в условиях зарегулированного стока р. Черная оказывает большое влияние на акваторию бухты, что проявляется в постоянном оп-

рессении ее поверхностных вод, а также в поступлении с речным стоком органических и минеральных веществ. При этом опреснение поверхностных вод увеличивает устойчивость вертикальной стратификации и уменьшает интенсивность вертикальной вентиляции вод [5], а поступление с речным стоком органических веществ и биогенных элементов приводит к более интенсивному потреблению кислорода в биогеохимических процессах окисления органического вещества.

Целью настоящей работы является анализ сезонных изменений величин биохимического потребления кислорода (BOD_5^{20}) в водах Севастопольской бухты по результатам гидролого-гидрохимических съемок за 2008 - 2012 гг.

Материалы и методы исследования

При анализе сезонных изменений содержания кислорода использовались результаты 13 экспедиционных исследований Севастопольской бухты, прилегающей к ней акватории открытого моря и реки Черной за период февраль 2008 г. - февраль 2012 г. Распределение станций отбора проб представлено на рис. 1.

Температура и соленость измерялись *in situ* с использованием СТД-зонда ШИК-1, оснащенного кассетой пластмассовых батометров для отбора проб. Отбор проб с поверхности горизонта осуществлялся с глубин 0,5 - 1,0 м, с придонного – на расстоянии 1 м от дна.



Рисунок 1 – Схема районирования Севастопольской бухты с указанием положения и номеров станций отбора проб

В отобранных пробах определялись концентрация растворенного кислорода по методу Винклера [12, 13] и биохимическое потребление кислорода по разности начального и конечного содержания растворенного кислорода в склянке согласно [1, 8].

Поскольку распределение гидрохимических характеристик в водах бухты характеризуется значительными пространственно-временными изменениями [4, 5], при анализе учитывалось разделение Севастопольской бухты (рис. 1) на четыре района (западный, центральный, южный и восточный), согласно [4].

Для данных, полученных на станциях одного района, выполнялась аппроксимация внутригодовых изменений функцией вида

$$[\text{BOD}_5^{20}] = [\overline{\text{BOD}_5^{20}}] + a \sin(2\pi t + \varphi),$$

где $[\text{BOD}_5^{20}]$ – величина биохимического потребления кислорода (мл/л),

$[\overline{\text{BOD}_5^{20}}]$ – среднегодовая величина биохимического потребления кислорода для данного района (мл/л),

t – время (год). Синусоидальная зависимость была использована аналогично [2, 10].

Результаты и их обсуждение

Величина биохимического потребления кислорода в Севастопольской бухте в различные сезоны 2008 - 2012 гг. в поверхностном слое изменялась в пределах от 0,25 до 1,25 мл/л, в придонном – от 0,15 до 0,90 мл/л, отражая летний максимум и зимний минимум. Учитывая результаты статистического анализа, эти значения могут считаться оценками типичных диапазонов величины биохимического потребления кислорода в водах бухты в различные сезоны в современный период.

Максимум среднего биохимического потребления кислорода в поверхностном слое (рис. 2) отмечается ранее всего в открытом море (в середине мая), затем, спустя 2 - 3 недели, – в водах

Севастопольской бухты и реки Черной (в первой декаде июня). Минимум среднего биохимического потребления кислорода в поверхностном слое также достигается сначала в открытом море (в середине ноября), затем, спустя 2 - 3 недели, – в водах Севастопольской бухты и реки Черной (в первой декаде декабря).

В придонном слое (рис. 3), в отличие от поверхностного, максимальное, так же как и минимальное, среднее биохимическое потребление кислорода достигается в примыкающем районе открытого моря на месяц позже (в третьей декаде июня), чем в водах бухты (в третьей декаде мая).

Как максимальная, так и минимальная, средние величины биохимического потребления растворенного кислорода тем больше, чем ближе к устью реки Черная находится район (соответственно дальше от открытого моря). Что объясняется тем, что река Черная является одним из основных источников аллохтонного органического вещества вод Севастопольской бухты.

Сезонные колебания величины биохимического потребления кислорода зависят от ряда параметров: температуры среды, исходной концентрации растворенного кислорода, концентрации и состава органического вещества.

Влияние температуры оказывается через ее воздействие на скорость процесса потребления, которая увеличивается в 2 - 3 раза при повышении температуры на 10 °C.

Влияние начальной концентрации кислорода на процесс биохимического потребления кислорода связано с тем, что значительная часть микроорганизмов имеет свой кислородный оптимум для развития в целом и для физиологической и биохимической активности.

Влияние состава окисляемого органического вещества проявляется в том, что скорость биохимического окисления органических веществ различна. К легкоокисляющимся органическим веществам относят формальдегид, низшие алифатические спирты, фенолы,

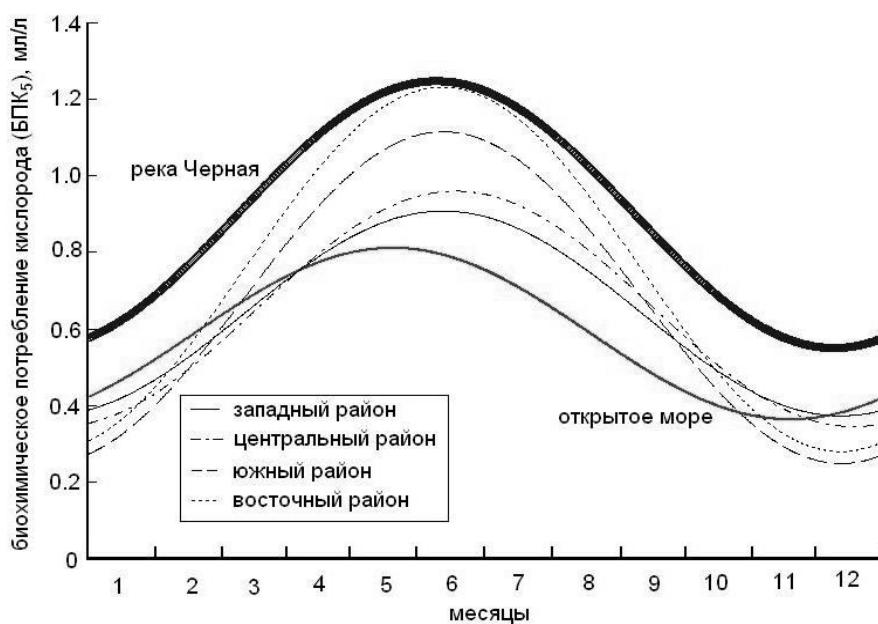


Рисунок 2 – Внутригодовые изменения средней величины биохимического потребления кислорода в поверхностном слое вод различных районов бухты, открытого моря и устье реки Черной по экспедиционным данным

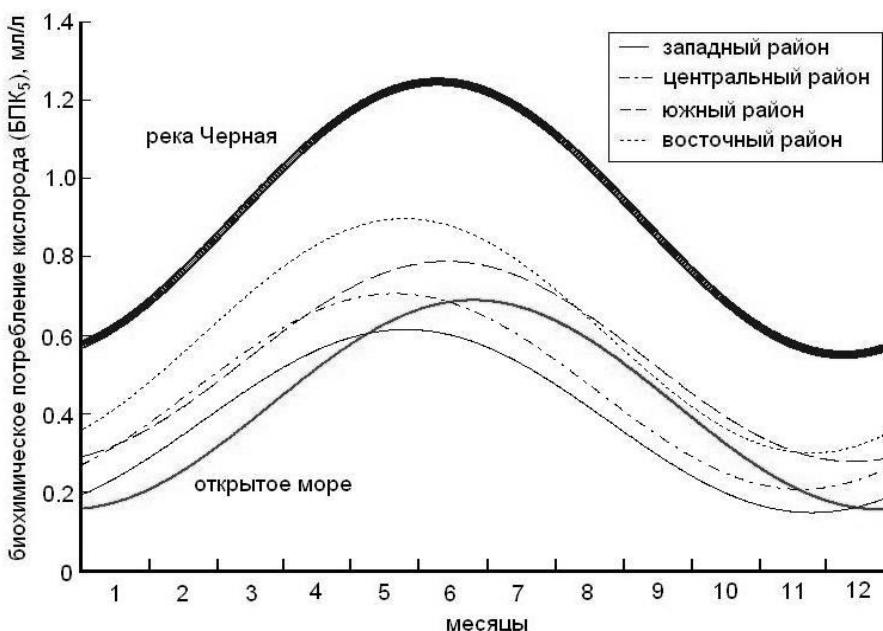


Рисунок 3 – Внутригодовые изменения средней величины биохимического потребления кислорода в придонном слое вод различных районов бухты, открытого моря и устье реки Черной по экспедиционным данным

фурфурол и др. Среднее положение занимают крезолы, нафтолы, ксиленолы, резорцин, пирокатехин, аниноактивные ПАВ и др. Медленно разрушаются такие вещества как гидрохинон, сульфонол, неионогенные ПАВ и др.

Заключение

Изменения величины биохимического потребления кислорода в поверхностном и придонном слоях вод Севастопольской бухты имеют выраженную сезонную периодичность. Сезонные колебания величины биохимического потребления кислорода зависят от ряда параметров: температуры среды, исходной концентрации растворенного кислорода, концентрации и состава органического вещества.

Благодарности

В работе использованы данные многолетних экспедиционных исследований, выполненных сотрудниками отдела биогеохимии моря Морского гидрофизического института НАН Украины в рамках национальных и международных проектов. Особую благодарность автор выражает научному сотруднику отдела биогеохимии моря МГИ НАН Украины А.С. Романову за методическую помощь в экспедиционных исследованиях вод Севастопольской бухты. Часть данной работы выполнена в рамках национальных проектов «Океанография», «Стабильная экосистема», «Экошельф» и международного проекта EC 7thFP Area 6.4.1.2. ENV.2008.4.1.2.1. (2009 - 2011, HYPOX, #226213) In situ monitoring of oxygen depletion in hypoxic ecosystems of coastal and open seas, and land-locked water bodies (HYPOX).

Литература

1. *Визначення біохімічного споживання кисню після 5 діб* (БСК5) // ДСТУ ISO 5815:2004. – К.: Держспоживстандарт України, 2005.
2. *Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР* // Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биологической продуктивности : Черное море / Под ред. А.И. Симонова, Э.Н. Альтмана – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – Т. 4. – Вып. 2. – 219 с.
3. *Гриневецкий С.Р., Зонн И.С., Жильцов С.С.* Черноморская энциклопедия. – М.: Международные отношения, 2006. – 664 с.
4. *Иванов В.А., Овсяный Е.И., Репетин Л.Н.* и др. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. – Севастополь, 2006. – 90 с. – (Препринт / НАН Украины. МГИ).
5. *Кондратьев С.И.* Особенности распределения растворенного кислорода в водах Севастопольской бухты в 2006 - 2007 годах // Морской гидрофизический журнал. – 2010. – № 2. – С. 63 - 76.
6. *Лопухин А.С., Овсяный Е.И., Романов А.С.* Сезонные особенности гидролого-гидрохимической структуры вод Севастопольской бухты, микропланктон и распределение его биохимических компонент // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: МГИ НАН Украины, 2007. – Вып. 15. – С. 74 - 109.
7. *Морочковский В.А., Ковальчук Ю.Л.* Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты // Ихиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. – К.: Наукова думка, 1993. – С.17 - 24.
8. *Определение биохимического потребления кислорода после n дней (БПК)* в природных и сточных водах // Охрана окружающей природной среды и рациональное использование природных ресурсов : Руководящий нормативный документ, КНД 211.1.4.024-95. – К., 1995. – 25 с.
9. *Постанова Кабінету Міністрів України від 29 березня 2002 р.* – № 431.
10. *Системний аналіз* и моделирование процессов на шельфе Черного моря / Отв. ред. Б.А. Нелепо. – Севастополь: МГИ АН УССР, 1983. – 152 с.
11. *Шульгина Е.Ф., Куракова Л.В., Куфтаркова Е.А.* Химизм вод шельфовой зоны Черного моря при антропогенном воздействии. – К.: Наукова думка, 1978. – 124 с.
12. *Carpenter J.H.* The Chesapeake Bay Institute technique for the Winkler dissolved oxygen metod // Limnol. Oceanogr. – 1965. – 10. – Pp. 141 - 143.
13. *Winkler L.W.* Die Bestimmung des im Wasser geloesten Sauerstoffes // Chem. Ber. – 1888. – 21. – Pp. 2843 - 2855.

ОСНОВНЫЕ ПРИЧИНЫ ИЗМЕНЕНИЙ ЭКОСИСТЕМЫ ЧЕРНОГО МОРЯ

В. В. Сапожников

ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» (ФГУП «ВНИРО»)

В статье рассматриваются основные причины, которые привели к существенным изменениям экосистемы Черного моря. Первая и самая главная причина – это оборудование многочисленных плотин и водохранилищ на всех крупных речках, впадающих в Черное море. В результате совершенно изменился пресный сток и сток биогенов. Кремний, азот и фосфор осели в донные осадки водохранилищ (до 20 % общего выноса), но существенно увеличился вынос в море аллохтонной органики.

Ключевые слова: биогенные элементы, донные осадки, водохранилища, пресный сток, аллохтонное органическое вещество, продукционно-деструкционные процессы

Введение

В последние 30 - 50 лет резко интенсифицировалось изменение экосистемы Черного моря. Увеличивающийся сток загрязняющих веществ с промышленными и бытовыми стоками, интенсификация тралового промысла (особенно донного траления), судоходство и нефтеналивные работы, а также разведка и добыча нефти и газа, но самым основным, явилось строительство многочисленных плотин и водохранилищ, которые существенно изменили характер пресного стока и его химический состав. Прежде всего, все водохранилища «зацвели», и фосфор, и азот сбрасываются в море не в виде фосфатов и нитратов, а в виде органических соединений азота и фосфора. Кремний, который всегда выносился в виде тонкой взвеси или коллоидов, после строительства водохранилищ, осел в донные осадки.

Основная часть

Работа Ю.Р. Налбандова и В.Р. Винтовкина [6] показала, что количество растворенной кремнекислоты в поверхностном 50-метровом слое уменьшилось в 11 раз по сравнению с величинами, которые приводит Б.А. Скопинцев [11]. Концентрация фосфатов уменьшилась в слое 0 - 50 м в 6 раз, а нитратов – в 8 раз. За этот же сравнительно небольшой промежуток времени в 2 - 3 раза увеличились концентрации органического фосфора и азота, а так же содержание аммония и мочевины. Мало того, в весенний паводок, когда выносилось до 80 % общегодового стока, теперь сбрасывается в море лишь 30 - 40 % стока, в то время как зимой, когда срабатываются водохранилища для выработки электроэнергии на ГЭС, сбрасываются в море тоже 30 - 40 % годового стока. Это приводит к зимним паводкам и зимнему «цветению» диатомовой водоросли Ризосолении (*Rizosolenia calvar-avis*), которая не находит потребителей и после отмирания опускается в донные осадки. Дело усугубляется тем, что этих водохранилищ очень много: на Дунае – 19, на Буге, Днестре, Прите и Серете – по 2, на Днепре – 7 и т. д. Кроме больших водохранилищ образована масса маленьких: запруды на ручьях, перегораживание русла малой реки дорогой и т. п. Оценка таких малых водохранилищ в бассейне Днепра дала огромную их численность – 250000. Суммарное зеркало этих малых водохранилищ может оказаться даже больше, чем суммарная площадь больших водохранилищ, а суть их воздействия на сток одинакова. В донные осадки всех этих водохранилищ оседает 20 - 30 % общего стока биогенов, а скорость осадкообразования в таких водохранилищах – 2 - 4 см в год. И последнее, в Черное море из всех этих «цветущих» водохранилищ сбрасывается огромное количество растворенного аллохтонного органического вещества. Другими словами, совершенно изменилась гидрохимическая основа биопродуктивности. Все это привело к существенным изменениям экосистемы Черного моря. Малое количество кремния привело к резкому уменьшению весеннего «цветения» диатомовых – слабому и короткому, а затем начинается мощное «цветение» перидиниевых. «Цветение» перидиниевых *Goniaulax poliedra* и *Goniaulax poligramma* давало силу Красному приливу около берегов Варны в 1989 г.

Малые количества нитратов, фосфатов и кремния привели к тому, что клетки фитопланктона стали уменьшаться, чтобы увеличить соотношение площади поверхности к объему. Резко увеличилась численностьnano- и микропланктона. Более того, значительная часть фитопланктона обесцвектила свой хлорофилл и перешла на гетеротрофное питание, что особенно отчетливо наблюдается как раз в пятнах Красного прилива (подробнее об этом ниже).

Сброс большого количества аллохтонной органики привел к резкому возрастанию численности микрогетеротрофов (бактерий и простейших), которые ускоряют скорости минерализации органического вещества и регенерации биогенов. Иногда интенсивность развития простейших вида *Mezodinium rubrum* так же достигает силы Красного прилива. Более того, без интенсивного развития микрогетеротрофов невозможно развитие и перидиниевых рода *Goniaulax*, так как какие бы ни были начальные концентрации биогенов, они будут потреблены буквально за сутки, и цветение остановится, если не будет соответствующей скорости разложения органического вещества и регенерации биогенов. Прекрасными примером выше сказанного является мощное «цветение» перидиниевых около Варненского залива. В самом Варненском заливе – огромные концентрации нитратов ($273 \mu M$), фосфатов ($23,5 \mu M$), аммония ($65,5 \mu M$), кремнекислоты ($62,3 \mu M$), но никакого «цветения» нет, а только после того, как воды Варненского залива смешиваются с трансформированными водами Дуная, где на аллохтонной органике численность микрогетеротрофов достаточно велика, начинается бурное развитие перидиниевых водорослей и жгутиковых, достигающее силы Красного прилива (Red tide). В пятне Красного прилива происходило почти полное исчезновение минеральных форм биогенов (нитратов, фосфатов и кремния), но это сопровождалось накоплением органических соединений азота и фосфора, а также органического углерода во взвеси, а точнее в клетках водорослей и микрогетеротрофов. Самое интересное, что накопление взвешенного углерода ($C_{opr}^{взв.}$) от $0,75 \text{ мг С/л}$ до $1,50 \text{ мг С/л}$, сопровождается уменьшением растворенного (Сорг) углерода от $9,0 \text{ мг С/л}$ до $7,0 \text{ мг С/л}$ (рисунок, а, б), т. е. Красный прилив сопровождается уменьшением суммарного количества органического вещества ($C_{opr}^{раств.} + C_{opr}^{взв.}$). Кроме того, в пятне Красного прилива в 3 раза увеличивается концентрация взвешенных белков (рисунок, в), а это, по существу, белки микрогетеротрофов.

Данные о красных приливах на северо-западном и западном шельфах Черного моря довольно многочисленны.

В 1974 - 1977 гг. у берегов Румынии зафиксирован прилив, вызванный *E. cordata* [15]. В 1979 г. у берегов Болгарии вновь отмечено массовое цветение этого вида с биомассой $15,4 \text{ г/м}^3$ [16]. Весной 1984 г. наблюдался Красный прилив, вызванный инфузорией *Mezodinium rubrum* с биомассой 167 г/м^3 [13], в ноябре этого же года в Варне – прилив, образованный *Prorocentrum micans* и *E. cordata* с максимальной биомассой 29 г/м^3 . В мае - июне 1986 г. в Бургасском заливе вновь наблюдалось цветение *Exuviaella cordata*, максимальная биомасса которой достигла 1000 г/м^3 [17].



Распределение взвешенного (а) и растворенного (б) органического углерода в прибрежных водах Болгарии в мг С/л , а также взвешенного белка (в) (по Торгуновой и др. [12])

вещество (ПОВ). В прибрежных водах Варненского залива биомасса зоофлагеллят и инфузорий достигала 6 г/м^3 и при расчете общей биомассы водорослей Красного прилива не учитывалась [3].

Кроме указанных выше трофических групп планктона потреблять органику могут и планктонные водоросли, способные переходить на гетеротрофное энергообеспечение. Установлено, что в зонах массового развития фитоценоза ряд водорослей, таких как *E. cordata*, *P. micans*, *Peredinium depressum*, теряют способность активного фотосинтеза. Некоторые виды, например, *Peredinium steinii*, *Glenodinium lenticula* могут не иметь фитопигментов [5, 8]. В Красном приливе летом

На основании приведенных данных тенденция пятилетних максимумов в целом прослеживается.

В последние годы замечено, что в районах цветения динофлагеллят (особенно на угасающих стадиях развития) присутствует большое количество бесцветных жгутиконосцев и инфузорий, спектром питания которых являются бактерии и растворенное органическое ве-

1989 г. также были отмечены совершенно прозрачные, но активно передвигающиеся клетки *P. pellucidum*, *P. steilii*, *P. sp.*

Большинство из перечисленных видов способны к массовому развитию до уровня Red tide, поэтому вполне возможно, что список видов, имеющих двойной вид питания, далеко не полный. До настоящего времени известные нам виды составляли в зоне цветения до 8,3 % биомассы, что совпадает с данными предыдущих лет [8]. По нашим предположениям, доля видов гетеротрофов возрастает со старением популяции. Но в данном случае общий пигментный индекс популяции характеризует ее как развивающуюся [3].

Механизм перехода на гетеротрофный тип питания пока не изучен, поэтому, по нашим предположениям, в процессе вегетации с истощением биогенных элементов до уровня лимитирующих концентраций происходит одновременное накопление выделений клеток и растворенной органики. Метаболиты водорослей различным образом влияют на вегетацию в популяции некоторых видов планктона, ускоряя или прекращая их рост. Одновременно снижение фотосинтетической активности клеток является своеобразным сигналом переключения некоторых видов на гетеротрофный тип питания, так как РОВ является более доступным энергоносителем. Наибольший процент биомассы видов гетеротрофов отмечается в северо-западной и западной частях моря, преимущественно в зонах цветения планктона; на восточном шельфе их доля в планктоне менее значительна.

Развитие бактерий и простейших, дополнительно активизированное в 1986 г. сбросом радиоактивных вод после Чернобыльской аварии в водах Днепра, резко ускорило минерализацию органического вещества и рециклинг биогенов, а также первичную продукцию на рециклинге биогенов, но не «урожай» органического вещества и не «новую» первичную продукцию, которая собственно и «корчит» всю биологическую «пирамиду».

Увеличение скорости производственно-деструкционных процессов привело к массовому развитию короткоцикловых видов: ночесветки, медузы, гребневики. Отмирая в осенне-зимний сезон, эти виды обогащают органикой донные осадки и выводят значительную часть избыточной органики из водной толщи. Другими словами, такое положение должно улучшать кормовые условия осетровых и камбал, но заметить это невозможно при беспредельном браконьерстве.

Избыточное количество аллохтонной органики, флоккулируясь в зоне маргинального фильтра рек создает большое количество взвеси, которая понизила прозрачность вод Черного моря в 2 - 3 раза, и практически взвесь засыпала филлофорное поле Зернова. Если раньше фитобентос распространялся до глубины 30 м, то теперь он достигает лишь 10-метровой изобаты. Большое количество органической взвеси значительно улучшило кормовые возможности существования детритофагов. В частности таким детритофагом являются кефали, промысел которых заметно оживился в последние годы. Все рынки Юга России завалены лобаном и особенно пиленгасом.

Во всех статьях, посвященных Черному морю, все время говорится об эвтрофикации. Слово «эвтрофикация» упоминается десятки раз. На самом деле, эвтрофикация – это «переудобрение», это увеличение трофности водоема, но ни переудобрения, ни увеличения трофности нет. В последние 50 - 70 лет идет непрерывное уменьшение трофности за счет захоронения приблизительно 20 % биогенов (ранее сбрасываемых в море) в донные осадки многочисленных водохранилищ. Ни какие «цветения» простейших типа *Mesodium rubrum* или перидиниевых типа *Goniaulax*, даже достигающие силы Красного прилива, не являются доказательством эвтрофирования, а свидетельствуют только об исключительно высоких скоростях производственно-деструкционных процессов. Это же доказывают и очень высокие скорости ферментативных процессов, которые сопровождают пятна Красного прилива. Так, в нашем случае (в районе Варны) резко возрастают активность ферментов щелочной фосфатазы, лактатдегидрогеназы и электрон-транспортной системы (ЭТС), причем значительное увеличение активности исследуемых ферментов, происходит на фоне довольно низкой удельной активности [1]. Это связано с тем, что Красный прилив вызывает также большой прирост микрогетеротрофов [9]. Непропорциональное изменение общей активности относительно изменения удельной активности указывает на колебания количества микропланктона, способного на соответствующую ферментативную реакцию в данной популяции. Об этом же свидетельствует и резкое увеличение взвешенных белков до 1200 мг/л, а ведь это суммарный показатель численности микрогетеротрофов.

Безусловно, в результате климатических изменений трофность меняется от года к году за счет различного количества биогенов, вынесенных в эвфотический слой в результате зимней вертикальной циркуляции, но многолетние тренды показывают неуклонное уменьшение трофности в последние 60 лет. Такое же уменьшение трофности в последние 60 лет происходит в Азовском и

Каспийском морях, где на Дону – 2 водохранилища и на Кубани – 2 водохранилища, на Волго-Камском каскаде – 11 ГЭС и 140 средних водохранилищ, кроме того на Тереке – 3 водохранилища, Судаке – 2, Самуре – 2 и Куре – 5. Все эти водохранилища довольно быстро заполняются донными осадками. Скорость осадконакопления равна 2 - 5 см в год.

В связи с обсуждением общей трофности Черного моря очень интересен вопрос о подъеме верхней границы сероводородной зоны. Причиной этого явления считается зарегулирование рек и, следовательно, уменьшение их стока, повышение солености поверхностных вод, снижение стока распределенных вод через Босфор, увеличение притока вод из Мраморного моря и «выпиравание» вверх пикноклина и границы сероводородной зоны, а также увеличение количества органики, уходящей из поверхностного слоя в глубоководные слои и более интенсивное продуцирование сероводорода. В работе Новоселова и Романова [7] утверждается, что за последние 60 лет увеличился запас сероводорода в анаэробной зоне и интенсивность образования сероводорода по сравнению с 1960 г. увеличилась в 3 - 5 раз. Но одновременно увеличилась и интенсивность его окисления. Таким образом, резкого подъема верхней границы сероводородной зоны не произошло, но значительные количества органического вещества израсходованы на восстановления сульфатов до сульфидов. Таким образом, значительная часть аллохтонного органического вещества опускается под пикноклин и не увеличивает трофность моря.

В фитопланктонном сообществе также произошли существенные изменения. Для открытых районов Черного моря теперь характерно зимнее цветение фитопланктона. В начале февраля или в марте над куполами восточного и западного циклонических круговоротов в составе фитопланктона абсолютно доминирует *Nitzschia delicatissima* (до 6 млн. кл./л при биомассе 2,5 г/м³ и 120 г/м²), хотя присутствовали и другие диатомеи. Затем, по мере развития фитоценоза, все большую роль начинают играть *Rizosolenia calvar-avis* и другие крупные виды, которые мало используются зоопланктоном и в значительном количестве оседают на дно.

В период развития весеннего цветения и, особенно в его конце, в фитопланктоне велика роль гетеротрофных и миксотрофных видов. Они составляют до 38 % общей биомассы. Доля гетеротрофов возрастает по мере деградации цветения. Благодаря этому органическое вещество отмирающих клеток не только не минерализуется бактериями, но и непосредственно используется фитоценозом, растягивая на более длительное время его возможности для откорма зоопланктона. Функциональная роль гетеротрофного фитопланктона в использовании органики отмирающего цветения сопоставима с ролью зоофлагеллят и инфузорий. По вертикали максимум скопления гетеротрофного фитопланктона расположен под слоями автотрофов. Все это доказывает, что продукционно-деструкционные отношения в Черном море крайне напряжены. Экосистема ищет любые возможности полнее использовать автохтонное и аллохтонное органическое вещество. В летне-осенний период преобладает нанофитопланктон (2 - 5 мкм), составляющий, как правило, 60 - 85 % суммарной биомассы. Доля пикопланктона обычно 10 - 20 %, но иногда достигает 63 % [10].

Исследования многолетних количественных изменений мезо- и макропланктона показали, что произошли кардинальные уменьшения биомассы мезозоопланктона в открытых районах моря. Биомасса многих видов и групп снизилась в 3 - 5 раз и более [2]). Видовая структура планкtonных сообществ существенно деформировалась, особенно в последние годы после появления *Mnemiopsis*. Практически все массовые виды зоопланктона потребляются *Mnemiopsis*. В первую очередь произошло резкое снижение биомассы кормового для рыб высококалорийного зоопланктона и замещение его низкокалорийными организмами (ноктилюка, плеуробрахия, медуза и гребневик *Mnemiopsis*), доля которых, выраженная в содержании органического углерода, выросла в 4 раза. Безусловно, появление гребневика *Beroe*, значительно снизило отрицательное влияние *Mnemiopsis*, но не исключило его полностью.

Заключение

Экосистема Черного моря в настоящее время находится в переходном состоянии, т.е. постепенно переходит из одного стационарного состояния в другое, но уже при значительно меньшем количестве выносимого кремния, фосфата и азота. В настоящее время образовалось много свободных экологических ниш, где процветают гребневики *Mnemiopsis* и *Beroe*, много интродуцентов фитопланктона, кефаль пиленгас. Избыток органики при флоккуляции в устьевой зоне образует массу тонкой органической взвеси, которая уменьшила прозрачность вод Черного моря в 2,5 раза.

Литература

1. Агатова А.И., Торгунова Н.И. Биологическая активность взвеса и регенерация биогенных элементов в зоне шельфа Черного моря // Экология прибрежной зоны Черного моря. – М.: ОНТИ ВНИРО, 1992. – С. 275 - 306.
2. Виноградов М.Е., Сапожников В.В., Шушкина Э.А. Экосистема Черного моря. – М.: Наука, 1992. – С. 111.
3. Вишневский С.Л. Состояние фитопланктонного сообщества прибрежных вод Черного моря и факторы, влияющие на его продуктивность // Экология прибрежной зоны Черного моря. – М.: ВНИРО, 1992. – С. 197 - 218.
4. Ильчинко С.В., Сорокин Ю.И. К оценке интенсивности образования сероводорода в толще воды Черного моря // Изменчивость экосистем Черного моря: естественный и антропогенный факторы. – М.: Наука, 1992. – С. 63 - 89.
5. Карнаухов В.Н., Яшин В.А. Спектральные исследования морского фитопланктона. – Пушкино, 1980. – 60 с. – (Препринт).
6. Налбандов Ю.Р., Винтовкин В.Р. Гидрохимические условия аэробной зоны Черного моря осенью 1978 г. // Экосистема пелагиали Черного моря. – М.: Наука, 1980. – С. 50 - 61.
7. Новоселов А.А., Романов А.С. Современное состояние анаэробной зоны Черного моря // Процессы формирования и внутригодовой изменчивости гидрофизических и гидрохимических полей Черного моря. – Севастополь: МГИ АН УССР, 1988. – С. 148 - 157.
8. Микаэлян А.С. Фитопланктон Бургасского залива // Структура и функционирование прибрежной экосистемы западной части Черного моря (район Севастополя, НРБ). – М., 1985. – С. 99 - 110.
9. Мицкевич И.Н., Купиняуский В.А., Русаков И.И. Микробиологическая активность в воде и донных осадках Черного моря // Экология прибрежной зоны Черного моря. – М.: ОНТИ ВНИРО, 1992. – С. 174 - 197.
10. Сеничкина Л.Г., Георгиева Л.В., Нестерова Д.А. и др. Фитопланктон Черного моря летом 1989 г. // Биомасса и ее связь с гидрологическими условиями. // Изменчивость экосистемы Черного моря: естественные и антропогенные факторы. – М.: Наука, 1991.
11. Скопинцев Б.А. Формирование современного химического состава вод Черного моря. - Л.: Гидрометиздат, 1975. – 226 с.
12. Торгунова Н.И., Агатова А.И., Козлов Ю.И. Распределение в прибрежной зоне растворенного и взвешенного органического вещества и его биологических компонентов // Экология прибрежной зоны Черного моря. – М.: ВНИРО, 1992. – С. 306 - 320.
13. Туманцева Н.И. Красный прилив в Черном море // Океанология. – Т. 25, № 1. – С. 133 - 136.
14. Сапожников В.В. Экологическое состояние прибрежной зоны Черного моря // Экология прибрежной зоны Черного моря / Под ред. В.В. Сапожникова. – М.: ОНТИ ВНИРО, 1992. – С. 4 - 17.
15. Bodeanu U. Dinoflagellate blooms in Romania Black Sea coastal waters // Toxic Dinoflagellata blooms New York, 1979. – Pp. 151 - 154.
16. Petrova-Karadjova V.J. Dunamicie du phytoplankton du littoral bulgare de lamar noire en condition dentrophisation : Rapp. et proc. – Verb. reun. – Commis. int. explor. Sci. mer., 1986.
17. Sukhanova I.N., Flint M.V. et al. Red tide Exuriaella cordata m Bulgarian Coastal waters in may - june 1986 // Mar. boil., 1988. – № 1. – Pp. 1 - 8.

УДК 556.551.45:551.513

КЛИМАТИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ ЮЖНЫХ МОРЕЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ

Ю. М. Гаргопа

Мурманский морской биологический институт КНЦ РАН
Институт аридных зон Южного научного центра РАН

Несмотря на антропогенные воздействия климатообразующие факторы, а также сток рек (в последние 50 - 60 лет являющийся не только продуктом климата, но и в некоторой степени интегральным показателем уровня и характера хозяйственной деятельности на водосборе), которым свойственна квазицикличность в значительной мере, определяют развитие экосистем южных морей (главным образом их режима, планктонных и донных сообществ). Устойчивая смена знаков аномалий в многолетних колебаниях характеристик гидрометеорологических режимов южных морей, связана со сменой макроциркуляционных эпох в 1950 - 1960-х гг. (типа W на E) и в 1970 - 1980-х гг. (типа E на W).

Ключевые слова: атмосферная циркуляция, южные моря, климатические изменения, режим, биота, антропогенные воздействия

Введение

Общей чертой южных морей является повышенная зависимость их режимов от квазициклических колебаний климатообразующих процессов и стока рек (Q). Поэтому необходимость анализа, выявления физической сущности, закономерностей, квазипериодичности и сопряженности процессов, происходящих в морских экосистемах под влиянием климатообразующих процессов применительно к южным морям в условиях антропогенных воздействий весьма актуальна.

Материалы и методика анализа

Достижение цели осуществлялось на основе принципов системного и межсистемного анализов, системной экологии, бассейнового, межбассейнового и регионального подходов, с применением методов математической статистики. В качестве показателей атмосферной циркуляции (АЦ) в Северном полушарии принята типизация синоптических процессов Г.Я. Вангенгейма, представленная в виде западной (W), восточной (E) и северной (C) форм [1]. Использованы опубликованные в печати материалы наблюдений за АЦ, стоком рек, элементами водного баланса, морской средой и биотой, режимом термики, ветра, уровня моря.

Влияние речного стока и атмосферной циркуляции на абиотические и биотические элементы в условиях антропогенных воздействий

Реакция уровня (H) и солености (S) – интегральных характеристик состояния южных морей, а также других абиотических и биотических параметров на колебания стока рек (Q) и АЦ в целом схожа. Установлено, что, несмотря на рост антропогенных воздействий, общей чертой южных морей и в последние 50 - 60 лет остается решающее влияние на их режим квазициклических колебаний речного стока и атмосферной циркуляции [2 - 7]. При этом наиболее существенна на колебания Q и АЦ реакция самого маленького на планете моря – Азовского.

Соленость Азовского и Черного (0 - 200 м) морей и Северного Каспия является результатом воздействия суммарного стока рек за рассматриваемый год и 3 - 7 предшествующих лет. При этом реакция S на Q максимальна для Азовского моря ($r = -0,90 \dots -0,97$). Несколько меньше ($r = -0,74 \dots -0,76$) она у солености Северного Каспия и средней солености поверхностного слоя (0 - 200 м) открытой части Черного моря. Уровень южных морей возрастает в многоводные годы и понижается в маловодные. Оценка, выполненная для H Каспия (ГМС Баку), показала положительную и статистически значимую корреляцию с годовым Q Волги ($r = 0,32$) и максимальную с ее суммарной водностью за рассматриваемый и 3 - 5 предшествующих лет ($r = 0,74 \dots 0,80$).

Процесс формирования в Азовском море режима биогенных веществ определяется главным образом стоком рек во взаимодействии с ветром и температурой. Так, растворенные в воде азот, фосфор, кремнекислота находятся в прямой зависимости, ($r = 0,45 - 0,63$) от объема стока рек за рассматриваемый и соответственно за 3, 5 - 9, 2 - 5 предшествующих лет. На первичную продукцию органического вещества наиболее существенное влияние также оказывает речной сток ($r = 0,69$) в сочетании с температурой и динамикой вод ($r = 0,30 \dots 0,44$), хотя воздействию ветро-

СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

вой активности свойственна противоречивость и неоднозначность как и в отношении биогенных элементов. Биомассы фитопланктона и зоопланктона Азовского моря находятся в положительной зависимости ($r = 0,31 \dots 0,65$) от стока рек за рассматриваемый год и 2 - 6 предшествующих. У биомассы зообентоса зависимость от речного, наоборот, отрицательна и определяется его объемом за рассматриваемый и 5 - 7 предшествующих лет. Причем максимальна она для Таганрогского залива ($r = -0,86$), а для собственно моря лишь приближается к статистически значимой ($r = -0,31 \dots -0,47$). Влияние ветровой активности и температуры воды в целом положительно для биомасс фитопланктона и зоопланктона ($r = 0,35 \dots 0,46$), а для биомасс зообентоса статистически не значимо. Статистический анализ и моделирование зависимости многолетней динамики уловов, запасов и промыслового возврата поколений проходных и полупроходных рыб Азовского моря от аналогичных изменений стока рек показали наличие между ними весьма существенной положительной согласованности ($r = 0,40 \dots 0,96$). При этом корреляция уловов и запасов осетровых рыб максимальна в основном с суммарным годовым, весенним и летним стоком рек за предшествующие 4 - 6, 9 - 12 и более лет, а полупроходных рыб – преимущественно за 3 - 6 лет [2 - 7].

Влияние АЦ на среду и биоту, включая популяции рыб южных морей противоречиво и неоднозначно. В частности, рыбопродуктивность Азовского моря возрастает в периоды развития западной формы АЦ ($r = 0,72$), а в годы повышения повторяемости восточной – уменьшается ($r = -0,58$). Влияние северного типа менее определенно. Первичная продукция органического вещества (ПП ОВ), биомассы фитопланктона и зоопланктона Азовского моря возрастают в периоды развития западной и северной форм АЦ ($r = 0,30 \dots 0,68$), а в годы доминирования восточной – понижаются ($r = -0,44 \dots -0,69$). Биомасса зообентоса Таганрогского залива и собственно Азовского моря, а также Северного Каспия, наоборот, в годы развития макропроцессов W и C понижается ($r = -0,37 \dots -0,73$), а в периоды доминирования E – возрастает ($r = 0,44 \dots 0,71$).

Биомасса зоопланктона Северного Каспия понижается в условиях роста повторяемости форм E и C ($r = -0,48 \dots 0,57$), а при доминировании макропроцессов западного типа увеличивается ($r = 0,46 \dots 0,55$). Развитие северной формы АЦ вызывает понижение биомассы фитопланктона Черного моря ($r = -0,45 \dots 0,66$), а доминирование восточной, наоборот, ее рост ($r = 0,40 \dots 0,72$). Влияние западной формы на биомассу фитопланктона неоднозначно и неопределенno и приближается к статистически значимому ($r = -0,35$) лишь для восточной части Черного моря. Биомасса кормового зоопланктона северо-западной части Черного моря повышается в случаях развития формы C ($r = 0,43$) и понижается ($r = -0,47$) в периоды доминирования формы E. Влияние формы W статистически незначимо и неопределено.

Численность бактериобентоса и бактериопланктона в Азовском море в периоды развития форм W и C возрастает ($r = 0,41 \dots 0,67$), а в годы доминирования макропроцессов E – понижается ($r = -0,61 \dots -0,70$). Численность сапропитовых бактерий в воде и донных отложениях в годы роста частоты появления макропроцессов западного типа понижается ($r = -0,38 \dots -0,51$), а в периоды преобладания восточного несколько увеличивается ($r = 0,36 \dots 0,41$). Влияние северной формы АЦ на численность сапропитовых бактерий в донных отложениях, как и в воде, неоднозначно и статистически незначимо.

Биомасса *Mnemiopsis leidyi* имеет слабую тенденцию к возрастанию в случае развития зимой восточного типа АЦ. Более выражена эта тенденция в случаях, когда указанная форма доминирует в весенне и летнее время. Однако, усиление частот появления макропроцессов E в осенне время, наоборот, способствует уменьшению биомассы гребневика в Азовском море. Слабая тенденция ее понижения прослеживается в случае развития в весенне и летнее время форм W и C. Более выражена она в случае роста частот появления северного типа макропроцессов в холодное время года появления в Азовском море гребневика.

Выполненные ранее исследования [2 - 7] показали, что сток рек и пресный баланс (N) Азовского моря в годы роста частот появления западной и северной форм АЦ увеличиваются, а в периоды усиления повторяемости восточной уменьшаются. Соленость соответственно понижается ($r = -0,73$) и возрастает ($r = 0,74$). При этом изменение знаков аномалий форм АЦ опережают последующие соответствующие изменения знаков аномалий элементов N и S на периоды от 1 - 2 до 2 - 5 лет. Современное распреснение Азовского моря до 11 - 10 % и менее вызвано, главным образом, развитием в холодное время последних 15 - 20 лет западной и в меньшей степени северной форм атмосферной циркуляции. В отличие от солености Азовского моря, средняя соленость поверхностного слоя (0 - 200 м) открытой части Черного моря, возрастает при развитии формы C ($r = 0,75 \dots 0,90$), а также W ($r = 0,62 \dots 0,89$). В случаях доминирования E она понижается ($r = -0,80 \dots -0,93$). Максимум корреляции приходится на суммарную частоту появления форм АЦ

за рассматриваемый и 3 - 7 и более (8 - 20) предшествующих лет. Объясняется это тем, что сток рек (главным образом Дуная) в Черное море и его пресный баланс возрастают в годы увеличения повторяемости формы Е ($r = 0,45 \dots 0,59$), а в периоды доминирования типов С и В примерно в той же мере уменьшаются.

Реакция Н Каспия и С северной его части на типы макропроцессов схожи с откликом подобных характеристик Азовского моря. Водность реки Волги возрастает при усилении частот появления формы В ($r = 0,39 \dots 0,52$) и понижается ($r = -0,38 \dots -0,53$) в случае доминирования типа Е + С. В годы развития западной формы уровень Каспия повышается ($r = 0,72 \dots 0,80$), а соленость его северной и в меньшей степени средней и южной (слой 0 - 800 м) частей понижается (соответственно $r = -0,69 \dots -0,71$ и $r = -0,34 \dots -0,53$).

Влияние типа С на уровень Каспия и соленость его северной части выражено слабее и лишь в комбинациях с формой В (W + C) ощутимо (соответственно $r = 0,64 \dots 0,71$; $r = -0,69 \dots -0,71$). Эффект воздействия восточного типа (Е) противоположен ($r = -0,61 \dots -0,72$; $r = 0,67 \dots 0,68$). Для солености вод (0 - 800 м) Среднего и Южного Каспия он, как и для Северного, положителен, но статистически вдвое меньше ($r = 0,32 \dots 0,39$). Развитие макропроцессов В способствует снижению солености как поверхностных вод Южного Каспия ($r = -0,45 \dots -0,48$), глубинах 100 ($r = -0,49 \dots -0,53$) и 800 ($r = -0,33 \dots -0,34$) м. Влияние формы С на соленость Среднего и Южного Каспия отличается меньшей определенностью и преимущественно статистически не значимо.

Впервые сделана попытка оценить связь многолетних изменений концентраций биогенных веществ в Азовском море с колебаниями АЦ. Установлено, что усиление повторяемости западной формы АЦ способствует слабому, статистически не значимому снижению содержания общего и органического азота в водах Азовского моря, более значительному снижению содержания аммонийного азота и минерального фосфора ($r = -0,44 \dots -0,57$). В то же время происходит рост концентраций нитритов и нитратов ($r = 0,33 \dots 0,51$), фосфора общего и органического, а также растворенной кремнекислоты ($r = 0,47 \dots 0,61$). При северной форме АЦ происходит снижение концентраций аммония ($r = -0,57 \dots -0,69$), слабое уменьшение содержания минерального фосфора ($r = -0,17 \dots -0,21$), некоторое, статистически незначимое увеличение содержания кремнекислоты ($r = 0,13$), более ощутимый рост нитратов ($r = 0,39 \dots 0,45$) и особенно, повышение концентраций общего и органического фосфора ($r = 0,66 \dots 0,67$). Следовательно, реакция растворенных в водах Азовского моря биогенных веществ на опосредованное воздействие (через такие гидрометеорологические характеристики как речной сток, соленость, ветер, температура воды, ледовый режим и др.) форм В и С в основном схожа. Последствия же воздействий на различные виды биогенных веществ восточного (Е) типа макропроцессов, преимущественно, противоположны последствиям воздействия западного и северного. Его доминирование вызывает несущественный рост общего и органического азота ($r = 0,22$), более значительное увеличение содержания аммонийного азота ($r = 0,69$) и фосфатов ($r = 0,41$), ощутимое снижение концентраций общего и органического фосфора ($r = -0,63 \dots -0,66$), а также нитритов ($r = -0,56$), менее существенное снижение концентраций кремнекислоты и нитратов ($r = -0,34 \dots -0,39$). Восточная форма АЦ способствует росту ($r = 0,77$) концентраций общего фосфора в донных отложениях. Падение же его содержания происходит в условиях доминирования северной формы ($r = -0,86$). Роль западной формы неоднозначна. Отклик концентраций общего азота в целом противоположен реакции общего фосфора и выражен слабее, составляя для формы Е- $r = -0,42$: для формы С- $r = 0,34$: для формы В- $r = 0,36$. Концентрация органического углерода в донных отложениях Азовского моря возрастает ($r = 0,70$) в периоды доминирования западного и северного типов макропроцессов ($r = 0,60$) и, наоборот, понижается ($r = -0,54$) в условиях усиления частоты появления восточного.

Интенсивность деструкции органического вещества в водной толще и скорость оборачиваемости соединений азота возрастают при увеличении повторяемости западного типа макропроцессов ($r = 0,48 \dots 0,54$) и уменьшаются ($r = -0,44 \dots -0,46$) в условиях доминирования восточного. В отношении оборачиваемости соединений фосфора четких статистических связей ее с интенсивностью развития различных форм АЦ не выявлено. Можно лишь отметить слабо выраженную тенденцию ее понижения ($r = -0,31$) в условиях роста частот появления северного типа макропроцессов.

Сопряженность многолетних колебаний атмосферной циркуляции, элементов водного баланса и океанологических характеристик в ХХ и начале ХХI вв.

Для годовой повторяемости процессов типа В с конца XIX и до начала ХХI вв. характерен отрицательный тренд (80 дней или 50 %), а для Е – положительный (86 дней или 80 %). В многолетних колебаниях частот появления формы С прослеживается слабая тенденция к уменьшению

(12 дней или 12 %). Для современного периода (последние 15 - 17 лет) свойственна необычная, ранее не наблюдавшаяся близость к норме годовых повторяемостей всех трех форм АЦ, снижение их вариабельности (особенно W и E) при аномальном развитии в холодное и, особенно, зимнее время года макропроцессов W, в меньшей степени С и резком уменьшении частоты появления Е.

Со второй половины 1970-х гг. ХХ в. для южных морей характерно повышение уровней, вызванное климатообусловленным ростом пресного баланса, а для Азово-Черноморского бассейна и эвстатическим подъемом уровня Мирового океана вследствие глобального потепления (рисунок).

Климатообусловленный рост стока р. Дунай (от 194 км³/год в 1840 - 1920 гг. до 214 км³/год в 1961 - 2002 гг.) стал одной из главных причин подъема уровня Черного моря за последние 50 лет примерно на 15 см (1,5 - 2 мм/год), [10 - 12, 14]. В работах [11, 13] выявлены заметные тренды в изменениях многих гидрометеорологических характеристик в бассейне р. Дунай. В 1974 - 2002 гг. возросла температура воздуха и воды, увеличилось количество атмосферных осадков, смягчились ледовые условия и, несмотря на водозабор на хозяйственные нужды и потери на испарение с поверхности водохранилищ, увеличился сток воды Дуная. Одновременно с этим в последние десятилетия участились экст-



Многолетние колебания: а) – притока речных вод в Черное (1), Каспийское (2 – р. Волга) и Азовское (3) моря; б) – уровня Каспийского моря (1), солености Северного Каспия (2); в) – солености Черного (1) и Азовского (2) морей; эпохи атмосферной циркуляции (типовизация Г.Я. Вангенгейма)

ремальные гидрологические явления на Дунае, например, значительные весенне-летние половодья отмечались в 1980, 1981, 1988, 1999, 2005 гг. Катастрофические паводки наблюдались в 2002 (август) и особенно в 2006 гг. (март - июнь), когда экстремальное половодье превысило на Нижнем Дунае исторические максимумы. Для Азовского моря также характерно повышение уровня, но с заметным ускорением в последние 40 - 45 лет [12].

С конца XIX до начала XX в. уровень Каспия (ГМС Баку) сохранял положение в среднем около 25,8 м абс. (период развития формы W + C). Общее снижение уровня с 1900 по 1977 г., вследствие преобладания макропроцессов типа Е, составило 3 м. С 1978 по 1995 г. Н, вследствие доминирования западной формы АЦ, повысился на 2,5 м (до 26,54 м абс.), а в последние 15 лет (1997 - 2011 гг.) понизился на 0,5 - 0,8 м, оставаясь, как и в Азово-Черноморском бассейне, на высоких отметках (-26,69...-27,37 м абс.) (рисунок).

В колебаниях стока р. Волга установлен климатообусловленный тренд роста (на 36,4 км³ или 15 %) от 231 до 268 км³/год. В последние десятилетия наблюдается и повышение водности рек бассейна Азовского моря (главным образом р. Кубани), особенно в холодное время года. Приток речных вод в 2000 - 2006 гг. в среднем составил около 38 км³/год, т. е. почти на уровне естественного периода. В изменениях же весеннего стока рек четко прослеживается тенденция главным образом антропогенного сокращения (на 2,8 км³, или 22 %). Кроме этого, сток рек в 2007 - 2011 гг. в среднем составил 28 - 30 км³/год, что на 9 - 10 км³/год меньше, чем в предшествующие семь лет. Тем не менее, Азовское море остается в распресненном состоянии (около 10,5 % при минимуме 9,3 % в 2006 г. и максимуме – 11,3 % в 2011 г.). Для Каспия также как и для Азова вследствие маловодья рек его бассейна характерны тенденции понижения уровня и роста солености [9].

Достаточно выраженные до второй половины 1970-х и середины 1980-х гг. положительные тренды в многолетних колебаниях солености Азовского моря (1,1; 0,6 %) и Северного Каспия (1,4; 1,1 %) с максимумами осолонения соответственно в 1976 (13,8 %) и 1977 (10,4 %) гг. для последних 50 - 55 лет близки по абсолютным величинам, но сменились с положительных на отрицательные (соответственно - 1,9 и 1,3 %). Для периода с 1977 г. они составляют -2,5 и -2,4 %. При этом время наступления наибольшего распреснения Азовского моря (до 10 - 11 %) и Северного Каспия (до 6 - 8 %) близки (соответственно с 1993 и 1990 гг.).

Тренд в многолетних колебаниях солености поверхностного слоя (0 - 200 м) открытой части Черного моря до середины 1980-х гг. ХХ в. соизмерим по абсолютной величине с трендом, установленным для солености Азовского моря в этот период (0,6 %), но в силу намного большей инерционности водной массы и определенной противоположности их реакций на различные типы АЦ отрицателен (-0,5 %). Как показано на рисунке, распреснение Черного моря, начавшееся с середины 1960-х гг., продолжалось, по крайней мере, до начала второй половины 1990-х гг., с вероятным сохранением этой тенденции в дальнейшем.

Для многолетних колебаний температуры воздуха и ветровой активности над акваторией Азовского моря характерны в первом случае положительный тренд (~1,5 °C), а во втором отрицательный (~1,5 - 2,0 м/с). В многолетних (с середины 1920-х гг.) колебаниях температуры поверхностного слоя воды, даже мелководного Азовского моря до конца ХХ вв. четких признаков глобального потепления не обнаружено. Положительный тренд, соизмеримый со стандартными отклонениями был установлен лишь для весенних характеристик (0,8 - 0,9 °C). Для других сезонов и года в целом изменения температуры воды существенно им уступают. Последующие годы оказались преимущественно аномально теплыми, особенно в летний период. В целом для температуры прибрежных поверхностных вод восточной части Азовского моря относительно выраженные признаки глобального потепления (главным образом природного происхождения и в меньшей степени – антропогенного) установлены в годовом отношении для ГМС Таганрог, Ейск и Темрюк (0,6 - 1,2 °C), в летний период – для ГМС Темрюк (1,1 °C), в зимний – для ГМС Темрюк и Ейск (0,7 - 1,2 °C). Признаки выраженного потепления (в годовом отношении для ГМС Мысовое, Геническ, Бердянск, Мариуполь положительные тренды в период с 1920-х до 2007 г. включительно, находятся в пределах 0,8 - 1,1 °C) установлены и для прибрежных вод Украины [8].

Резко выраженная ветровая депрессия и потепление вод привели к уменьшению степени турбулентного перемешивания, росту вертикальной устойчивости вод и первичного продуцирования, ухудшению кислородного режима и другим следствиям.

Современные климатические условия формирования режима и биопродуктивности Азовского моря и других морей Юга России в основном все же благоприятны (относительно повышенная водность рек, распреснение морей, сравнительно «холодные зимы»). К неблагоприятным климатообусловленным факторам можно отнести резко выраженную ветровую депрессию и с некото-

рой долей неопределенности потепление вод в целом и, особенно в летнее время, которые способствовали ухудшению кислородного режима. К негативным относится рост зимнего стока рек и сокращение весеннего, имеющего наиболее важное значение для воспроизводства рыбных запасов.

В многолетних колебаниях первичной продукции органического вещества Азовского моря выделяется период пониженных ее значений до 1987 г., включительно, и период повышенных примерно в 1,5 раза величин в дальнейшем, в значительной мере обусловленный сменой характера АЦ (с Е на W), увеличением стока рек, резко выраженной с 1988 г. ветровой депрессией, повышением температурного фона. Обращает на себя внимание, понижение сырой массы гребневика в Азовском море (на 6 млн. т или 25 %), в определенной мере связанное с ростом повторяемости в весенне-летнее время комбинированной формы W + С и уменьшением частот появления макропроцессоров типа Е.

Для биомассы фитопланктона в Азовском море прослеживается преимущественно климатообусловленная тенденция уменьшения в 1,5 раза, для биомасс зоопланктона тенденции уменьшения выражены более четко (в 2 - 3 раза). Вызвано это, вероятно, главным образом выеданием (начиная с 1988 г.) особенно летом планктонных животных гребневиком *Mnemiopsis leidyi*. Но в последние годы прослеживается рост биомасс фито и в меньшей степени зоопланктона связанный главным образом с климатическими причинами. В многолетних изменениях биомассы зообентоса Азовского моря наблюдается, отражающая изменения характера АЦ, слабая тенденция понижения (на 71 г/м² или 17 %).

Заключение

В целом период с конца XIX в. и до конца 20-х - первой половины 30-х гг. XX вв. был исключительно благоприятным для воспроизводства рыбных запасов (особенно проходных и полупроходных рыб) Азовского моря, а также других южных морей. Частоте появления макропроцессов типа W, способствующего повышению биопродуктивности была свойственна резко выраженная положительная аномальность. Сток рек и особенно половодный был достаточно высок, а соленость Азовского моря понижалась до 9 - 10 %. При этом большей части естественного периода характерен пониженный температурный фон и повышенная ветровая активность. Но уже в конце естественного периода вследствие развития восточной формы АЦ наметилась климатообусловленная тенденция падения запасов проходных и полупроходных рыб Азовского моря, принявшая в дальнейшем по известным антропогенным причинам (нерациональное ведение промысла, гидротехническое строительство, сокращение речного стока, особенно половодного, потеря нерестилищ и резкое уменьшение частоты их затопления) катастрофические масштабы. При этом, наиболее значительное снижение частот появления формы W и резкий рост повторяемости типа Е наблюдались с конца 60-х до начала 90-х годов XX в. Для большей части этого периода температурный фон был повышен, а ветровая активность понижена, особенно с конца 1980-х гг. На этот же период приходится экстремальное осолонение Азовского моря в 1970 гг. (до 13 - 14 %), исключительная маловодность рек (в среднем 23 - 24 км³/год), связанное не только с безвозвратными изъятиями речного стока (8 - 10 км³/год), но и, главным образом, с необычайно высокой повторяемостью макропроцессов восточного типа.

Термохалинная структура вод Азово-Черноморского бассейна и Северного Каспия продолжает сохранять особенности (распресненность, повышенные температуры воды), сформировавшиеся в условиях развития за последние 15 - 20 лет западного типа макропроцессов и потепления климата. В то же время соленость Азовского моря и Северного Каспия в последние четыре года (2006 - 2011 гг.) вследствие относительного маловодья рек несколько повысилась (соответственно на 0,3 - 0,5 и 1,0 - 1,4 %) по сравнению с предшествующим периодом конца XX - начала XXI вв. (2000 - 2006 гг.).

В тоже время гидрологические условия воспроизводства рыбных запасов в гидрографической сети, устьевых областях рек бассейнов южных морей вследствие зарегулирования и антропогенного сокращения половодного стока остаются неудовлетворительными.

Несмотря на климатообусловленное повышение стока рек в последние 15 лет, вероятность формирования водного режима рек, отвечающего экологическим особенностям воспроизводства рыб, составляет не более 10 (р. Дон) - 20 % (р. Кубань), что в 8 и 4 раза уступает естественному периоду. В зарегулированный период экосистема бассейна Азовского моря функционирует в среднемаловодных условиях, а в весенне время, наиболее важное для воспроизводства проходных и полупроходных рыб – исключительно в маловодных. Несмотря на повышенную по климатичес-

ким причинам в последние 30 лет водность р. Волги ее весенний сток в зарегулированных условиях сократился более чем на треть, а продолжительность половодья уменьшилась на 24 суток, что определяет депрессивное состояние полупроходных и туводных рыб Волго-Каспия.

В условиях нерационального ведения промысла и браконьерства эффект от современного климатообусловленного распреснения Азовского моря до 10 - 11 % (подъема уровня и понижение солености Каспия, улучшения термохалинной структуры Черного моря) для запасов его (и других южных морей) проходных, полупроходных и других видов рыб пресноводного комплекса оказался незначительным, а от осолонения его в 1970-х гг. до 13 - 14 % (падения уровня и повышение солености Каспия и ухудшения термохалинной структуры Черного моря) столь катастрофичным.

Литература

1. *Вангенгейм Г.Я.* К вопросу о типизации и схематизации синоптических процессов // Метеорология и гидрология. – 1938. – № 3. – С. 38 - 58.
2. *Гаргопа Ю.М.* Закономерности многолетней динамики океанографических процессов и компонентов биоты Азовского моря // Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море. – Апатиты: КНЦ РАН, 2001. – С. 44 - 71.
3. *Гаргопа Ю.М.* Современное распреснение Азовского моря и его связь с многолетними колебаниями атмосферной циркуляции // Водные ресурсы. – 2002 а. – Т. 29, № 6. – С. 747 - 754.
4. *Гаргопа Ю. М.* Гидрометеорологические условия формирования режима биогенных веществ в Азовском море // Экосистемные исследования Азовского моря и побережья. – Апатиты: КНЦ РАН. – 2002 б. – Т. IV. – С. 167 - 192.
5. *Гаргопа Ю.М.* Крупномасштабные изменения гидрометеорологических условий формирования биопродуктивности Азовского моря : автореф. дисс. ... д. геог. н. – Мурманск, 2003 а. – С. 47.
6. *Гаргопа Ю.М.* Сопряженность крупномасштабных изменений биопродуктивности Азовского моря и гидрометеорологических условий ее формирования : Изв. вузов Сев. Кавк. регион, естеств. науки. – 2003 б. – № 2. – С. 78 - 82.
7. *Гаргопа Ю.М.* Изменения стока рек бассейна Азовского моря и океанографических условий формирования его биоресурсов под влиянием климатических факторов // Закономерности океанографических и биологических процессов в Азовском море. – Апатиты: КНЦ РАН, 2000. – С. 10 - 81.
8. *Гидрометеорологические условия морей Украины// Азовское море.* – Севастополь, 2009. – Т. 1. – 402 с.
9. *Катунин Д.Н., Егоров С.Н., Хрипунов И.А.* и др. Основные черты гидролого-гидрохимического режима течения р. Волги и Каспийского моря в 2005 г // Вопросы промысловой океанологии. – 2006. – Вып. 3. – С. 34 - 39.
10. *Лаппо С.С., Рева Ю.А.* Сравнительный анализ долгопериодной изменчивости уровня Черного и Каспийского морей // Метеорология и гидрология. – 1997. – № 12. – С. 63 - 75.
11. *Левашова Е.А., Михайлов В.Н., Михайлова Н.В., Морозов В.Н.* Естественные и антропогенные изменения стока воды и наносов в устье Дуная // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 3. – С. 261 - 272.
12. *Михайлов В.Н., Повалишиникова Е.С., Иванов А.А.* Многолетние изменения уровней воды в дельте реки Кубани // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 2. – С. 133 - 140.
13. *Михайлов В.Н., Морозов В.Н., Черой Н.И., Михайлова М.В., Завьялова Е.Ф.* Экстремальное половодье на Дунае в 2006 г // Метеорология и гидрохимия. – 2008. – № 1. – С. 80 - 89.
14. *Stanev E.V., Peneva E.L.* Regional sea level response to Global climatic chanse: Black sea examples // Global and Planetary Changes 32. – 2002. – С. 33 - 47.

БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ НА ПРИМЕРЕ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ

А. И. Агатова, Н. М. Лапина, Н. И. Торгунова

ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» (ФГУП «ВНИРО»)

Даны основные принципы биохимического мониторинга водных экосистем, представлены данные биохимических исследований прибрежных экосистем Черного моря и экосистем российской части Азовского моря, проведен анализ пространственно-временной изменчивости количества и биохимического состава растворенного и взвешенного органического вещества (OB), а также скоростей трансформации OB в этих экосистемах.

Ключевые слова: растворенное и взвешенное органическое вещество, биохимический состав, углеводы, белки, липиды, окислительно-восстановительные и гидролитические ферменты, трансформация

В настоящее время для оценки экологического состояния морских и пресных водоемов необходим их биохимический мониторинг. Биохимический мониторинг водных экосистем, основой которого является изучение пространственно-временной изменчивости концентраций растворенного и взвешенного органического вещества (РОВ и ВОВ, соответственно), его основных биохимических компонентов (белков, углеводов, липидов), а также скоростей преобразования органического вещества (OB), дает возможность проследить за изменением как первичной продуктивности, так и обеспеченности высших трофических уровней веществом и энергией, а также оценить вклад аллохтонного OB в метаболизм исследуемой водной экосистемы.

Главными процессами, определяющими цикл OB в водной экосистеме, являются процессы его поступления, трансформации и выхода из круговорота.

Для оценки потоков OB необходимо репрезентативно определять количество органического углерода (C_{opr}), азота (N_{opr}) и фосфора (P_{opr}) в растворе, во взвеси и в осадках, что является одной из острых проблем химии водных экосистем.

Изучение элементного и биохимического состава OB позволяет судить о происхождении, трансформации и запасах OB в экосистеме. Биохимический состав OB меняется в зависимости, как от интенсивности первичного продуцирования, так и от интенсивности преобразования OB вторичными продуцентами. Влияние физических и биологических изменений на метаболизм экосистемы легче проследить и оценить по индивидуальным основным биохимическим компонентам.

Основным продуктом первичного продуцирования являются углеводы, которые затем преобразуются как в результате клеточного метаболизма, так и метаболизма всей экосистемы. Отмечена высокая корреляция между количеством взвешенных углеводов и биомассой фитопланктона, а также между концентрацией растворенных углеводов и интенсивностью первичного продуцирования (ПП) [6, 17]. Интенсивность продукционно-деструкционных процессов влияет и на соотношение между растворенными и взвешенными углеводами. Так, в местах интенсивного фотосинтеза и большой биомассы микрофитопланктона концентрации взвешенных углеводов составляют 10 - 30 % от концентрации растворенных. Когда же скорость деструкции превышает скорость ПП, концентрации взвешенных углеводов составляют 0,5 - 2 % от концентраций растворенных [5, 15].

Концентрация взвешенного белка дает представление о количестве гетеротрофных микроорганизмов, которые являются основными трансформаторами как автохтонного, так и аллохтонного OB [6]. Липиды, благодаря своей большой химической устойчивости могут служить трассерами поступления OB в данную акваторию и распространения в ней [21].

Пространственно-временные изменения концентраций основных биохимических компонентов РОВ, ВОВ и OB осадков, а также их соотношений в большой степени зависят от биологической активности автотрофных и гетеротрофных организмов. Преобразования OB осуществляется главным образом с помощью ферментов – белковых катализаторов, обладающих высокой каталитической активностью и специфичностью. Ферменты катализируют специфические реакции, идущие в популяциях планктона, во фракции взвеси (микропланктон и ферменты, сорбированные на детрите), а также в осадке. Измерение активности соответствующих ферментов катаболизма во взвеси и осадке дает возможность сравнить скорости и пути преобразования OB, скорости реге-

нерации биогенных элементов и их оборачиваемость в продукционно-деструкционном цикле. Измерение активности окислительно-восстановительных ферментов (ЭТС) позволяет судить о скоростях потребления кислорода, т. е. о гетеротрофной активности микропланктона, измерение активности щелочной фосфатазы (Φ) – о скоростях регенерации фосфатов и степени лимитирования ими продукционных процессов, а активности протеазы (Π) – о скоростях регенерации азота [4]. Сопоставление скоростей реакций, катализируемых вышеуказанными гидrolазами, со скоростями реакций, катализируемых ферментами ЭТС и временем оборота фосфора, белка и ОВ (T_{Φ} , $T_{бел}$, $T_{обр}$, соответственно) дает возможность оценить полноту использования ОВ в синтрофии водных экосистем.

Отбор проб воды для биогидрохимических анализов, получение взвешенного вещества, приготовление его гомогенатов, методы определения $C_{обр}$, $P_{обр}$ и $N_{обр}$, основных биохимических компонентов (углеводы, белок, липиды) в растворе и во взвеси, а также методы определения активности соответствующих ферментов подробно описаны в методических рекомендациях [13, 14].

В настоящей работе приводится анализ данных, полученных в результате биохимического мониторинга прибрежных вод Черного моря и российской части Азовского моря.

При широкомасштабном рассмотрении летнего распределения растворенного ОВ в шельфовой зоне Черного моря была выявлена тенденция последовательного уменьшения концентраций растворенного $C_{обр}$ от устья Дуная и северо-западного шельфа (около 9 мг/л), до берегов Крыма (около 5 мг/л) [2, 15]. Выделяющееся же пятно повышенных концентраций (7,2 мг/л) в проливной зоне северо-восточного шельфа связано с влиянием вод Азовского моря, которое распространяется вплоть до Анапы.

Аналогичным образом распределены и концентрации взвешенного Сорг, значения которых колеблются от максимальных (1,5 мг/л) на болгарском шельфе до минимальных (0,075 мг/л) на кавказском шельфе. От лета к осени наблюдается тенденция уменьшения содержания ОВ в 1,5 - 3 раза как в поверхностном, так и в придонном слоях. Вероятно, увеличение к осени интенсивности деструкционных процессов приводит к уменьшению концентраций как растворенного, так и взвешенного ОВ в этот сезон.

Прибрежные воды различных районов Черного моря отличаются не только по концентрациям растворенного и взвешенного Сорг, но и по биохимическому составу ОВ. Так, ОВ болгарского шельфа по сравнению с кавказско-крымским шельфом обогащено липидами. Здесь концентрация липидов в растворенном ОВ часто превышает содержание углеводов, что указывает на значительную техногенную загрязненность этих вод. В местах культивирования мидий на северо-восточном побережье в районе Туапсе - Магри летом почти вдвое увеличивается содержание $N_{обр}$. Вполне возможно, что в это время идет интенсивное развитие микрогетеротрофов на метаболитах мидий [2].

Оценка скоростей трансформации ОВ в исследуемых экосистемах проводилась на основе измерения активностей окислительно-восстановительных (ЭТС) и гидролитических ферментов (Φ и Π).

Для мелководных экосистем Кавказского шельфа (глубины не превышали 90 м) характерно очень большое разнообразие активности всех трех ферментов. Значения ЭТС_{общ} во все годы наблюдений (1988 - 2010 гг.) по побережью изменялись практически на 2 порядка (от 0,43 до 33,8 мкг ОВ/л·ч). Максимальные величины получены в проливной зоне, а минимальные – в районе Новороссийск - Геленджик. Интересно, что по активности ЭТС летом прослеживается такая же закономерность, как в случае с описанным выше распределением ОВ, – значительное уменьшение активности от проливной зоны до района Новороссийск - Геленджик, а затем увеличение активности в 5 раз в районе Сочи - Адлер. Осеню изменение окислительно-восстановительной активности от проливной зоны до района Сочи - Адлер не такое резкое, от 8 - 10 мкг ОВ/л·ч до минимального (3,81 мкг ОВ/л·ч) в районе интенсивной марикультуры (Туапсе - Магри). Следует отметить, что более высокая активность ферментов ЭТС (как удельной, так и общей) осенью по сравнению с летом, за исключением района Сочи - Адлер, обусловлена как увеличением биомассы микрогетеротрофов, так и активированием самих окислительно-восстановительных ферментов. Интенсификация процессов окисления ОВ осенью приводит к заметному уменьшению (в 1,5 - 2 раза) концентраций и растворенного, и взвешенного ОВ. Значительное падение (в ряде случаев более чем на порядок) концентраций липидов позволяет предположить, что в первую очередь окисляются эти высокоэнергетические соединения.

Как правило, значения ЭТС_{общ} в поверхностных водах выше этих значений в придонном слое, в то время как, ЭТС_{уд}, за исключением проливной зоны, часто увеличиваются с глубиной. В

проливной же зоне зарегистрированная максимальная ЭТС_{уд} соответствовала и максимальной ЭТС_{общ}, т. е. высокая окислительно-восстановительная активность во фракции взвеси определялась здесь высокой окислительно-восстановительной способностью микропланктона. Интересно, что во многих районах (Б. Утриш, Новороссийск - Геленджик) при удалении от берега увеличивается ЭТС_{общ} за счет увеличения их удельной активности, т. е. в популяции микропланктона возрастает доля гетеротрофов, способных окислять различные ОВ.

Определение скоростей реакций, катализируемых ферментами ЭТС, позволило нам оценить время распада ОВ в исследуемом районе. Полученные максимальные значения активностей ЭТС в проливной зоне, несмотря на высокие концентрации растворенного и взвешенного ОВ, определяют здесь минимальные времена рециклирования ОВ (от 23 до 99 сут.). Исключая проливную зону, по всему побережью от Анапы до Сочи среднее время оборота ОВ равно примерно 200 суткам, т.е. меньше, чем за год в прибрежной зоне ОВ обновляется.

Минерализация фосфоорганических соединений наиболее активно происходит также в проливной зоне, а летом 2003 г. здесь были получены максимальные значения $\Phi_{общ}$ (до 0,244 мкМ Р/л·ч). Такие высокие значения обусловлены здесь высокой биомассой гетеротрофов, способных расщеплять фосфоорганические соединения. Величины активности Φ тесно связаны с процессами первичного продуцирования и с концентрациями минерального ($P_{мин}$) и P_{opr} . Активность Φ возрастает, как только концентрации $P_{мин}$ становятся лимитирующими для первичного продуцирования. В зависимости от региона концентрация в фотическом слое $P_{мин}$ в пределах 0,2 - 0,3 мкМ является пороговой, ниже которой наблюдается обратная корреляция между активностью фосфатазы и содержанием в воде $P_{мин}$ [4, 6]. На шельфе, где происходит равномерное увеличение $P_{мин}$ ко дну, уменьшается общая, и удельная активность Φ , поэтому максимальные значения $\Phi_{общ}$, как правило, наблюдали в поверхностных водах (средние значения по районам колеблются от 0,022 до 0,180 мкМ Р/л·ч), в то время как в придонных слоях они обычно ниже, иногда более, чем в 3 раза.

В районе Новороссийск - Геленджик скорости расщепления фосфоорганических соединений осенью в 1,5 - 2 раза выше, чем летом. Тогда как в районе Туапсе - Магри и Сочи - Адлер осенью в поверхностном слое и $\Phi_{общ}$, и $\Phi_{уд}$ были ниже, чем летом. Вполне вероятно, что такая неравномерность в распределении величин Φ по побережью связана с неравномерным развитием летне - осеннего максимума цветения фитопланктона, который, например, в районе Б. Утриша в 2001 г. был зафиксирован в августе - сентябре [9].

Определение величин $\Phi_{общ}$, и концентраций P_{opr} позволило рассчитать время оборота фосфатов (T_{ϕ}) в прибрежной части моря. Несмотря на максимальные значения $\Phi_{общ}$ в проливной зоне, средние T_{ϕ} такие же, как по всему побережью (10 - 20 час.). Это объясняется высокими концентрациями P_{opr} здесь (около 1,2 мкМ), превышающими средние концентрации, характерные для северо-восточного побережья, в 3 - 4 раза. В районе же Туапсе - Магри при одинаковых средних значениях концентраций P_{opr} , повышенные значения $\Phi_{общ}$ обуславливают минимальные T_{ϕ} (3 - 5 час.). Ранее [15] нами было показано, что летом и у берегов Крыма, и на Болгарском шельфе T_{ϕ} не превышает суток. А у берегов Варны в поверхностных водах даже не удалось определить концентрацию P_{opr} , так быстро он минерализовался (около 6 мин.), хотя ПП была очень высокой – 1174 мгС·м⁻³сут.⁻¹. Таким образом, быстрая оборачиваемость фосфатов может обеспечить интенсивное первичное продуцирование ОВ на их рециклиинге.

Насколько быстро происходит гидролиз других ОВ помимо фосфоорганических соединений можно было составить представление, измеряя активность П. Следует отметить, что самые большие пределы изменения значений активности ферментов в исследуемом районе характерны для П. Средние значения $\Pi_{общ}$ изменяются от 0,015 до 0,166 мг азоказ/л·ч, а $\Pi_{уд}$ – от 0,060 до 0,395 мг азоказ/мг белка·ч. Максимальные величины как $\Pi_{общ}$, так и $\Pi_{уд}$ характерны для проливной зоны. Исключая этот район, величины протеазной активности довольно равномерно распределены во всех прибрежных районах, уменьшаясь практически в 2 раза от поверхности до дна. Интересно, что в проливном районе протеаза почти на порядок активнее в придонном слое, чем в поверхностном. Это может быть связано с тем, что в динамически активной зоне происходит довольно интенсивный обмен на границе вода - дно, в результате которого либо в придонный слой поступает микробентос, обладающий протеазной активностью, либо происходит активация фермента на частичках взвеси. Средние времена оборота белка (T_{ϕ}), рассчитанные исходя из величины $\Pi_{общ}$ и концентрации белка в исследуемом регионе, не превышают 20 час., т. е. в течение суток весь имеющейся белок утилизируется прибрежными экосистемами. В придонном же слое проливного района и в поверхностном слое в районе Туапсе - Магри эти времена минималь-

ны (около 3 час.). Таким образом, за последние 20 лет прибрежные экосистемы выработали пути утилизации привносимых веществ не только за счет увеличения биомассы микропланктона, но и за счет перестройки его метаболизма, что позволяет микроорганизмам перерабатывать разнообразные по химическому строению ОВ. Это способствует быстрой нейтрализации поступающих загрязнений и очищению прибрежных вод от метаболитов культивируемых беспозвоночных. Скорости преобразования ОВ возрастают благодаря активации различных гидролаз, а также активации окислительно-восстановительных процессов. Примером такого своеобразного очищения экосистемы от избытка ОВ может служить развитие красного прилива в Варненском заливе [15].

Для удобства рассмотрения исследованную российскую часть Азовского моря разделили на три основные: устье р. Дон, Таганрогский залив и собственно Азовское море (его восточная часть). Для этих трех экосистем наблюдается большая неоднородность как в распределении ОВ и его биохимических компонентов, так и в скоростях преобразования ОВ [1].

Самые высокие концентрации растворенного (до 11,9 мг/л) и взвешенного C_{opr} (до 6 мг/л), а также самые большие пределы их колебаний были характерны для Таганрогского залива, а самые низкие – для устья р. Дон. В собственно Азовском море средние концентрации растворенного C_{opr} в июле были ~7 мг/л, в сентябре – ~9 мг/л, а концентрации взвешенного C_{opr} составляли в среднем 1,5 - 1,9 мг/л (таблица).

Концентрация органических форм С, N и Р в различных акваториях Азовского моря в июле и сентябре 2006 г. (в числите – средние значения, в знаменателе – пределы изменений)

Компонент	Устье р. Дон		Таганрогский залив		Собственно Азовское море	
	июль	сентябрь	июль	сентябрь	июль	сентябрь
C_{opr} раст., мг/л	9,42 9,21 – 9,70	8,18 8,10 – 8,26	6,85 4,86 – 11,90	9,30 6,94 – 10,72	6,96 6,40 – 8,96	8,93 7,62 – 9,95
C_{opr} взв., мг/л	1,16 0,85 – 1,82	0,61 0,57 – 0,67	3,75 2,02 – 6,07	2,50 1,51 – 3,00	1,46 0,49 – 2,17	1,93 1,13 – 2,58
BOB, %	11,0	7,0	35,4	18,3	15,0	14,6
N_{opr} , мг/л	0,88 0,85 – 0,90	1,12 1,04 – 1,20	1,44 1,25 – 1,90	1,75 1,21 – 2,01	1,17 0,93 – 2,19	1,59 1,54 – 2,39
P_{opr} , мг/л	- 0,05 – 0,12	0,08 0,09 – 0,12	0,11 0,09 – 0,12	0,09 0,09 – 0,10	0,06 0,04 – 0,07	0,07 0,06 – 0,09
C_{opr}/N_{opr}	12,8	9,3	86	8,8	8,5	7,1
C_{opr}/P_{opr}	542	315	257	316	410	382

Сравнивая полученные данные по C_{opr} с данными предшествующих исследований, интересно отметить, что концентрации растворенного и взвешенного C_{opr} в собственно Азовском море в конце 1940-х гг. до зарегулирования стока р. Дон [11] были такого же порядка, как полученные в июле 2006 г., в Таганрогском заливе концентрации растворенного C_{opr} были практически в 2 раза ниже (5,3 - 5,6 мг/л), а концентрации взвешенного C_{opr} (1,69 - 2,65 мг/л) совпадают с нашими данными (таблица). В конце 1960-х гг. концентрации растворенного C_{opr} в среднем составляли 5,5 мг/л [8]. В 1980 - 90-х гг. было показано, что средние концентрации Сорг по всему морю увеличились до 8 - 9 мг/л [7]. Внутригодовая изменчивость содержания ОВ в Азовском море, обусловленная сезонностью биологических процессов, значительно превышает межгодовую изменчивость этих показателей, и она в первую очередь связана с изменением характера климатообразующих процессов [10].

Картина, аналогичная изменениям C_{opr} характерна и для N_{opr} и P_{opr} . Самые высокие концентрации N_{opr} и P_{opr} были в июле и сентябре в Таганрогском заливе (таблица). В период исследований на долю N_{opr} и P_{opr} приходилось ~99 и 90 % валового их количества, соответственно, а минеральные формы N и P составляли ничтожную часть.

Большая неоднородность в пространственном распределении РОВ, BOB и их биохимических компонентов в Таганрогском заливе обусловлена, с одной стороны, влиянием стока р. Дон, а с другой – обменом с более солеными водами моря. Смешение с пресными речными водами приво-

дит к созданию биологического барьера [12], на котором увеличивается продукция ОВ. На это указывает не только возрастание концентраций растворенного и взвешенного C_{opr} в смешанной воде в июле и в сентябре, по сравнению с пресной водой, но и резкое увеличение (в 3 - 4 раза) концентраций растворенного белка и в 1,5 - 2,5 раза концентраций взвешенного белка. Это служит показателем увеличения в этой зоне биомассы пико- и микропланктона соответственно. Интересно, что летом в той части Таганрогского залива, где уже влияние пресного стока минимально, концентрации РОВ не только ниже, чем в устьевых, но и ниже, чем в морских водах. Таким образом, в летнее время в заливе преобладает автохтонное ОВ (вследствие интенсивного фотосинтеза), а не alloхтонное ОВ, выносимое в море с донскими водами.

По сравнению с Таганрогским заливом, в собственно Азовском море пространственное распределение содержания РОВ и ВОВ более однородно.

В связи с мелководностью моря даже при умеренных ветрах происходит практически полное перемешивание водной толщи от поверхности до дна [8]. Результатом этого явилось гомогенное распределение по вертикали анализируемых показателей почти по всему исследованному району моря. Исключением являлась только область, примыкающая к Керченскому проливу, где в июле в придонном слое четко прослеживалось поступление в Азовское море черноморских вод с пониженным (в 2 раза) содержанием ОВ.

Изменения содержания C_{opr} в Азовском море тесно связаны с сезонными изменениями жизнедеятельности фитопланктона. Так, осенняя вспышка цветения фитопланктона в Азовском море и в Таганрогском заливе в сентябре 2006 г. привела к увеличению концентраций РОВ в 1,5 раза по сравнению с концентрациями в июле (таблица). При этом концентрации ВОВ к сентябрю несколько понизились за счет уменьшения биомассы гетеротрофов в 1,5 - 2 раза.

В летний период в Таганрогском заливе идут интенсивные гетеротрофные процессы, в результате которых происходит потребление РОВ. На это указывают не только максимальные значения биомасс пико- и микропланктона (расчитанные по растворенному и взвешенному белку, соответственно) в июле, но и самые высокие здесь активности как гидролитических, так и ферментов ЭТС. Осенью уменьшение биомассы гетеротрофов приводит к значительному уменьшению как ЭТС_{уд} (в 2 - 5 раз), так и ЭТС_{общ} и $\Phi_{общ}$ (в 5 - 6 раз), тогда как $\Pi_{общ}$ уменьшается всего в 1,5 раза. Таким образом, изменения скоростей гидролитического расщепления ОВ и его окисления указывают на то, что от лета к осени в Таганрогском заливе меняется не только активность, но и состав популяции микропланктона. Интересно, что летом метаболизм этой экосистемы можно охарактеризовать как гетеротрофный, а осенью – как автотрофный [19].

Аналогичные изменения происходят и в экосистеме собственно Азовского моря, однако они практически не затрагивают интенсивность окислительно-восстановительных процессов, на что указывают близкие значения и в июле, и в сентябре ЭТС_{общ} и ЭТС_{уд}, тогда как интенсивность гидролитических процессов здесь к осени уменьшается в 1,5 - 2 раза, как за счет уменьшения общей биомассы микрогетеротрофов, так и за счет изменения состава их популяции.

Высокие активности расщепления фосфоорганических соединений и белка обуславливают низкие T_f этих соединений во всех выделенных экосистемах.

Летом минерализация P_{opr} происходит менее, чем за 1,5 ч., что позволяет ему быстро опять включаться в продукционные процессы, не лимитировать их и увеличивать таким образом продукцию на рециклине биогенных элементов. Как видно на примере расщепления белка, другие биохимические компоненты ОВ тоже быстро перерабатываются в водах исследованных акваторий. В устьевом районе T_b самые большие, но и они не превышают 4 ч., а в Таганрогском заливе они минимальны – <2 ч. В Таганрогском заливе в это время минимальны и ТОВ, на полную минерализацию которого затрачивается всего ~1 сут. Таким образом, в Таганрогском заливе, несмотря на очень высокие концентрации РОВ и ВОВ, не происходит развития гипоксии за счет быстрой утилизации этих веществ. Следует отметить, что такая интенсивная утилизация ОВ происходит во всей толще воды. Причем у дна ее скорости, как правило, даже увеличиваются, что позволяет предположить наличие активного обмена на границе «вода - дно» и участие микробенота в переработке растворенного ОВ.

Несмотря на то, что к осени уменьшается интенсивность и гидролитических, и окислительно-восстановительных процессов по всей исследованной акватории, времена оборота всех вышеперечисленных веществ хотя и увеличиваются, но остаются все равно очень низкими, что указывает на сохранение основной направленности метаболизма исследованных экосистем – быстрая и полная утилизация ОВ в продукционно-деструкционном цикле.

Быстрая оборачиваемость ОВ в исследованных экосистемах Азовского моря позволяет ему сохранить значения молярных отношений C_{opr}/N_{opr} , близких к значениям, характерным для живо-

го ОВ (см. таблица). Интересно, что самые высокие значения отмечены для устьевой области, что указывает на значительный вклад в ОВ этой экосистемы аллохтонного вещества, приносимого р. Дон. Следует отметить, что самые низкие средние значения Сорг/Норг получены в период интенсивного осеннего цветения фитопланктона в водах собственно Азовского моря, где ОВ в основном автохтонного происхождения [23].

Однако, значения молярных отношений $C_{\text{орг}}/P_{\text{орг}}$ и $N_{\text{орг}}/P_{\text{орг}}$ во всех исследованных экосистемах Азовского моря превышают в несколько раз эти классические молярные отношения по Редфильду [22]. Недостаток фосфатов восполняется его быстрой оборачиваемостью в продукционно-деструкционном цикле (в ряде случаев менее, чем за 0,5 ч.), что характерно не только для Азовского моря, но и для других экосистем теплых и холодных морей [2, 4]. Однако здесь – рекордно низкие времена рециклиинга по сравнению с экосистемами Черного и Каспийского морей. К тому же, такая быстрая оборачиваемость может исказить истинные значения по соотношению $P_{\text{мин}}$ и $P_{\text{орг}}$ в момент отбора пробы.

Полученные результаты показали, что в Азовском море также, как и в черноморских экосистемах и в экосистемах других морей [2, 4, 5, 16, 17], основным биохимическим компонентом РОВ являются углеводы (~24 %), а ВОВ – белок (44 - 51 %).

Во всех исследованных экосистемах Азовского моря летом и осенью доля взвешенных углеводов относительно растворенных очень высока (>25 %). Максимальные величины взвешенных углеводов (до 2 мг/л) отмечены для Таганрогского залива, где они практически в 2 - 4 раза выше, чем для других южных морей [2, 3]. Следует отметить, что летом в РОВ углеводы вносят больший вклад, чем осенью. Это указывает на более интенсивный летний фотосинтез ОВ. В ВОВ доля углеводов увеличивается осенью, особенно в экосистеме собственно Азовского моря (>36 %). Это связано с большим накоплением биомассы фитопланктона осенью. Для других южных морей (Черное и Каспийское) вклад углеводов в ВОВ, даже в период интенсивного ПП, не превышает 20 % [2, 3].

Вообще характерной особенностью ОВ Азовского моря является большая доля в нем ВОВ (см. таблица). Например, в Таганрогском заливе летом эта доля >35 %, тогда как для других южных морей России эта величина <10 % [2, 3]. Летом и осенью во всех исследованных экосистемах высокие концентрации ВОВ, в основном, обусловлены большими скоплениями здесь микрогетеротрофов – основных преобразователей ОВ, что приводит к увеличению доли взвешенного белка.

Концентрации растворенных и взвешенных липидов (самый разнообразный по структуре и функциям класс биохимических соединений [18]), с одной стороны, зависят от обилия и состояния зоопланктона и ихтиофауны, а с другой стороны – от антропогенной нагрузки на водоем. Вообще липиды являются основными трассерами аллохтонного ОВ [21]. Вероятно, повышенные концентрации растворенных липидов, отмеченные в устьевой зоне, связаны с повышенным загрязнением этой части топливными углеводородами. Летом в Таганрогском заливе концентрации растворенных и взвешенных липидов практически равны и значения концентраций взвешенных липидов более, чем в 3 раза превышают эти значения, полученные здесь осенью, и в 2 - 4 раза в собственно Азовском море. Можно предположить, что такое равномерное распределение липидов между растворенной и взвешенной фракциями связано с повышенной сорбцией растворенных липидов на частицах взвеси. Фитопланктон при активном цветении может синтезировать и выделять в окружающую среду различные полярные липиды, которые легко образуют коллоидные мицеллы, способные сорбироваться на взвеси [21].

Таким образом, проведенный биохимический мониторинг прибрежных экосистем Черного моря и акваторий российской части Азовского моря, позволил оценить запасы ОВ и его сезонную изменчивость, выявить зависимость концентраций РОВ и ВОВ и их основных биохимических компонентов от интенсивности продукционно-деструкционных процессов, а также показать, что быстрая и полная утилизация ОВ в рассматриваемых экосистемах защищает их от развития гипоксии, несмотря на очень высокие концентрации РОВ и ВОВ.

Литература

1. Агатова А.И., Аржанова Н.В., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Пространственно-временная изменчивость органического вещества Азовского моря // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 6. – С. 703 - 714.
2. Агатова А.И., Аржанова Н.В., Лапина Н.М., Торгунова Н.И., Красюков Д.В. Пространственно-временная изменчивость органического вещества в прибрежных экосистемах кавказского шельфа Черного моря // Океанология. – 2005. – Т. 45. – С. 670 - 677.

3. Агатова А.И., Кирпичев К.Б., Лапина Н.М. и др. Органическое вещество Каспийского моря // Океанология. – 2005. – Т. 45, № 6. – С. 841 - 850.
4. Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Скорость трансформации органического вещества в экосистемах арктических морей // Арктика и Антарктика. – 2004. – Вып. 3. – С. 171 - 195.
5. Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Содержание основных биохимических компонентов в водах Охотского моря // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 2. – С. 206 - 216.
6. Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И., Кирпичев К.Б. Биохимические исследования морских экосистем солоноватых вод // Водные ресурсы. – 2001. – Т. 28, № 4. – С. 470 - 479.
7. Александрова З.В., Баскакова Т.Г., Ромова М.Г. Особенности гидрохимического режима и продуцирования первичного органического вещества в экосистеме в современный период // Гребневик *Mnemiopsis Leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях: биология и последствия вселения. – Ростов н/Д: БКИ, 2000. – С. 145 - 172.
8. Бронфман А.М., Дубинина В.Г., Макарова Г.Д. Гидрологические и гидрохимические основы продуктивности Азовского моря. – М.: Пищевая пром-ть, 1979. – 288 с.
9. Вершинин А.О., Моручков А.А., Суханова И.Н. и др. Сезонные изменения фитопланктона в районе мыса Большой Утриш Северо-Кавказского берега Черного моря в 2001 - 2002 гг. // Океанология. – 2004. – Т. 44, № 3. – С. 399 - 405.
10. Гаргопа Ю.М. Сопряженность изменчивости структуры гидрофизических полей Азовского моря с колебаниями характеристик его гидрометеорологического режима в современных условиях // Комплексный мониторинг среды и биоты Азовского бассейна. – Апатиты: КНЦ РАН, 2004. – Т. 6. – С. 59 - 80.
11. Дацко В.Г. Органическое вещество в водах южных морей СССР. – М.: АН СССР, 1959. – 271 с.
12. Лисицын А.П. Маргинальный фильтр океанов // Океанология. – 1994. – Т. 34, № 5. – С. 735 - 747.
13. Руководство по современным биохимическим методам исследования водных экосистем, перспективных для промысла и марикультуры. – М.: ВНИРО, 2004. – 123 с.
14. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоемов и перспективных для промысла районов Мирового океана. – М.: ВНИРО, 2003. – 202 с.
15. Agatova A.I., Sapozhnikov V.V. Ecological aspects of the biochemical studies in the coastal waters of the Black Sea// Conservation of the biological diversity as a prerequisite for sustainable development in the Black Sea region / Ed. Kotlyakov V.M. – Kluwer Acad. Publ, 1998. – Pp. 243 - 257.
16. Aluwihare L.I., Repeta D.J. A comparison of the chemical characteristics of oceanic DOM and extracellular DOM produced by marine algae// Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1999. – V. 186. – Pp. 105 - 117.
17. Biersmith A., Benner R. Carbohydrates in phytoplankton and freshly produced dissolved organic matter // Mar. Chem. – 1998. – V. 63. – Pp. 131 - 144.
18. Bouloubassi I., Saliot A. Dissolved, particulate and sedimentary naturally derived polycyclic aromatic hydrocarbons in a coastal environment: geochemical significance // Mar. Chem. – 1993. – V. 42. – Pp. 127 - 143.
19. Caffrey J.M., Cloern J.E., Grenz C. Changes in production and respiration during a spring phytoplankton bloom in San Francisco Bay, California, USA: implications for net ecosystem metabolism // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1998. – V. 172. – Pp. 1 - 12.
20. Cotner J.B., Sada R.H., Bootsma H. Nutrient limitation of heterotrophic bacteria in Florida Bay // Estuaries. – 2000. – V. 23, № 6. – Pp. 611 - 620.
21. Kennicutt M.C., Jeffrey L.M. Chemical and GC-MS characterization of marine dissolved lipids // Mar. Chem. – 1981. – V. 10. – Pp. 367 - 387.
22. Redfield A.C., Kethum B.H., Richards F.A. The influence of organisms on the composition of sea water // The sea: Ideas and observations on progress in the study of the seas. – N.-Y: Acad. Press, 1963. – V. 2. – Pp. 26 - 77.
23. Williams P.J., Lee B. Evidence for the seasonal accumulation of carbon-rich dissolved organic material, its scale in comparison with changes in particulate material and the consequential effect on net C/N assimilation ratios// Mar. Chem. – 1995. – V. 51. – Pp. 17 - 29.

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ НОРМИРОВАНИЯ СБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ИМПАКТНЫХ РАЙОНОВ ЧЕРНОГО МОРЯ НА ПРИМЕРЕ ДНЕПРОВСКОГО ЛИМАНА И АКВАТОРИИ ПОРТА ОДЕССА

Е. Е. Совга¹, И. В. Мезенцева², С. П. Любарцева¹

¹Морской гидрофизический институт НАН Украины (МГИ НАНУ)

²Морское отделение УкрНИГМИ

Современный уровень загрязнения прибрежных черноморских акваторий, в особенности импактных районов, к которым относятся Днепровский лиман и акватория п. Одесса, требует принятия эффективных природоохранных мероприятий с целью восстановления природного ресурсного потенциала. Важным в этом случае является строгое нормирование сбросов загрязняющих веществ с учетом способности водных экосистем к самоочищению. Такое нормирование может быть выполнено на основе расчета ассимиляционной емкости экосистемы в отношении приоритетного загрязняющего вещества или их группы. Ассимиляционная емкость является интегральной величиной, количественно характеризующей способность морской экосистемы к самоочищению в результате биологических, гидрофизических, гидрохимических процессов.

На основе многолетних мониторинговых исследований качества воды Днепровского лимана и акватории порта Одесса выявлено, что приоритетными для указанных акваторий загрязняющими веществами являются нефтепродукты и фенолы. В работе выполнена сравнительная оценка интегрального времени элиминации загрязняющих веществ через изменение их валового содержания в воде, а также оценена ассимиляционная емкость как показатель самоочищающей способности экосистем исследуемых акваторий в отношении нефтепродуктов и фенолов.

Ключевые слова: экологическое состояние, акватория, экосистема, Днепровский лиман, порт Одесса, нефтепродукты, фенолы, нормирование сбросов, ассимиляционная емкость

Введение

Выбранные для исследования акватории Днепровского лимана и Одесского порта, несмотря на существенное различие морфометрических характеристик, отражают основные физико-химические условия формирования уровня загрязнения морских экосистем, присущие импактным зонам Черного моря. Таким зонам свойственно чрезвычайно высокое загрязнение вод и донных отложений, обусловленное интенсивной антропогенной нагрузкой, в т. ч. активной работой водного транспорта, сбросами расположенных на побережье промышленных и коммунальных предприятий, ливневыми стоками с городских и сельскохозяйственных площадей, поступающими как непосредственно в акваторию, так и опосредованно с речными водами.

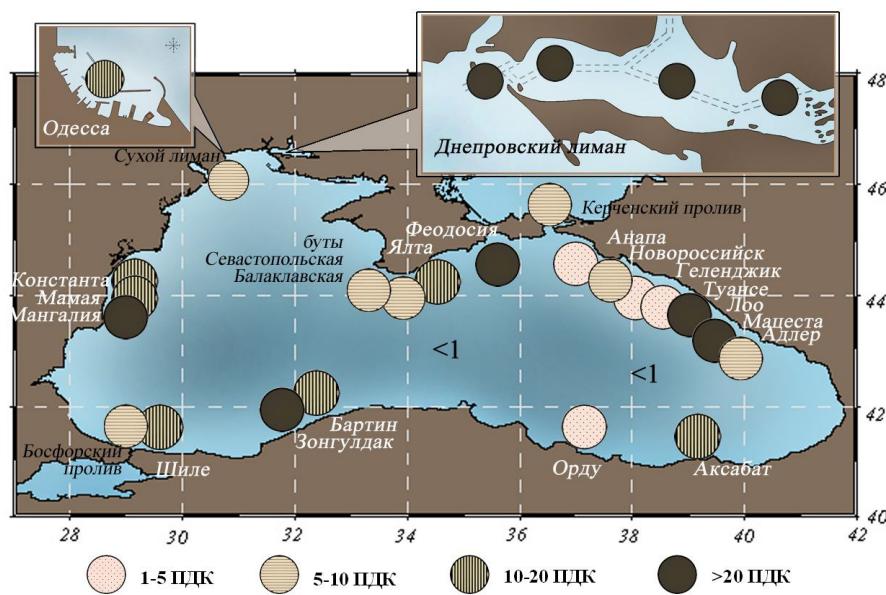


Рисунок 1 – Карта-схема распределения максимального превышения ПДК по содержанию нефтяных углеводородов в водах прибрежных районов Черного моря в 1996 - 2006 годах [2, 5, 11]

К примеру, по данным Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution [11] содержание нефтепродуктов (НП) в водах целого ряда прибрежных районов Черного моря (рис. 1) значительно превышает как фоновый уровень, характерный для менее загрязненной центральной части моря, так и предельно допустимую концентрацию (ПДКНП = 0,05 мг/дм³).

Для экологического благополучия импакт-

ных зон на фоне интенсивной антропогенной нагрузки и затрудненного водообмена с открытой менее загрязненной частью моря угрозу представляет не только высокое содержание загрязняющих веществ (ЗВ), но и возникновение там полей «хронического» загрязнения. Суммарное воздействие факторов малой интенсивности (доз устойчивых длительно действующих химических соединений) уже сейчас вызвало деградацию целого ряда прибрежных районов, биотической компоненты и в границах экосистем, и на сопредельных акваториях, снижая их рекреационный или рыбохозяйственный потенциал.

Основная часть

Согласно комплексной оценке качества воды, показанной в работах [6, 7], выбранные для исследования акватории Днепровского лимана и порта Одесса в 1996 - 2006 гг. характеризовались как загрязненные, грязные или очень грязные, что соответствует IV - VI классам качества вод (ККВ) (рис. 2).

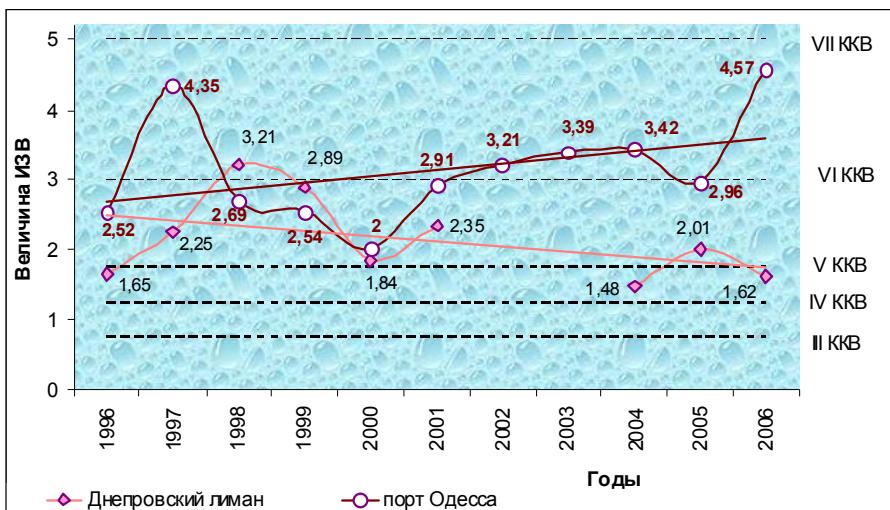


Рисунок 2 – Изменение величины ИЗВ и соответствие ККВ морских вод акваторий Днепровского лимана и порта Одессы в 1996 - 2006 годах

О чрезвычайном экологическом состоянии акватории порта Одессы свидетельствуют величины ИЗВ в 1997, 2002 - 2004 и 2006 гг., определяющие водные массы как очень грязные (VI ККВ). Воды Днепровского лимана в период исследований 1996 - 2006 гг. в целом были менее загрязнены и, соответствую IV - V ККВ, характеризовались как загрязненные или грязные, за исключением 1998 -

1999 гг., когда ИЗВ, достигая величин 3,21 и 2,89, относили их к категории очень грязных. Вместе с тем расчет ИЗВ не только показал критическое состояние рассматриваемых морских экосистем, но и позволил оценить приоритетность отдельных показателей качества. Так для акватории Днепровского лимана в целом за указанный период наблюдений основная роль в формировании величины ИЗВ принадлежала НП. Соотношение НП - фенолы - детергенты - кислород в % от величины ИЗВ составило 71 - 17 - 2 - 10. Ведущую роль в формировании величины ИЗВ для акватории порта Одессы играли фенолы. Соотношение НП - фенолы - детергенты - кислород для этого района составило 27 - 57 - 11 - 5 %. Однако, в отдельные годы нефтяное загрязнение портовых вод достигало и даже превышало уровень фенольного. Так, в 1996 и 1997 гг. доля НП составляла 35 и 44 % от величины ИЗВ соответственно. Более того, именно значительное нефтяное загрязнение акватории порта Одессы в 1997 г. (до 8 ПДК) обусловило высокое значение ИЗВ (4,35) и соответствие VI классу качества с характеристикой морских вод как очень грязные.

Рассмотрение пространственно-временного изменения содержания НП и фенолов (сумма) как приоритетных показателей качества воды акваторий Днепровского лимана и порта Одессы за период 1996 - 2006 гг. явилось первым шагом на пути к оценке способности указанных экосистем к самоочищению и нормированию сбросов ЗВ.

Массив данных, проанализированный в работе, представлен результатами наблюдений за содержанием ЗВ: в водах Днепровского лимана – 2,2 тыс. определений, в водах акватории порта Одессы – 3 тыс. определений.

Схемы расположения станций гидрохимического мониторинга в акватории Днепровского лимана и порта Одессы в 1996 - 2006 гг. представлены на рис. 3.

В 1996 - 2006 гг. в водах Днепровского лимана максимальное содержание НП и фенолов превышало ПДК в 28 и 22 раза соответственно (ПДК_{НП} см. выше, ПДК_{фенолы} = 1 мкг/дм³). За период исследований в указанном районе 80 - 83 % от общего количества определений НП достигали или превышали ПДК. Превышение ПДК для фенолов отмечалось в 17 % от общего количества

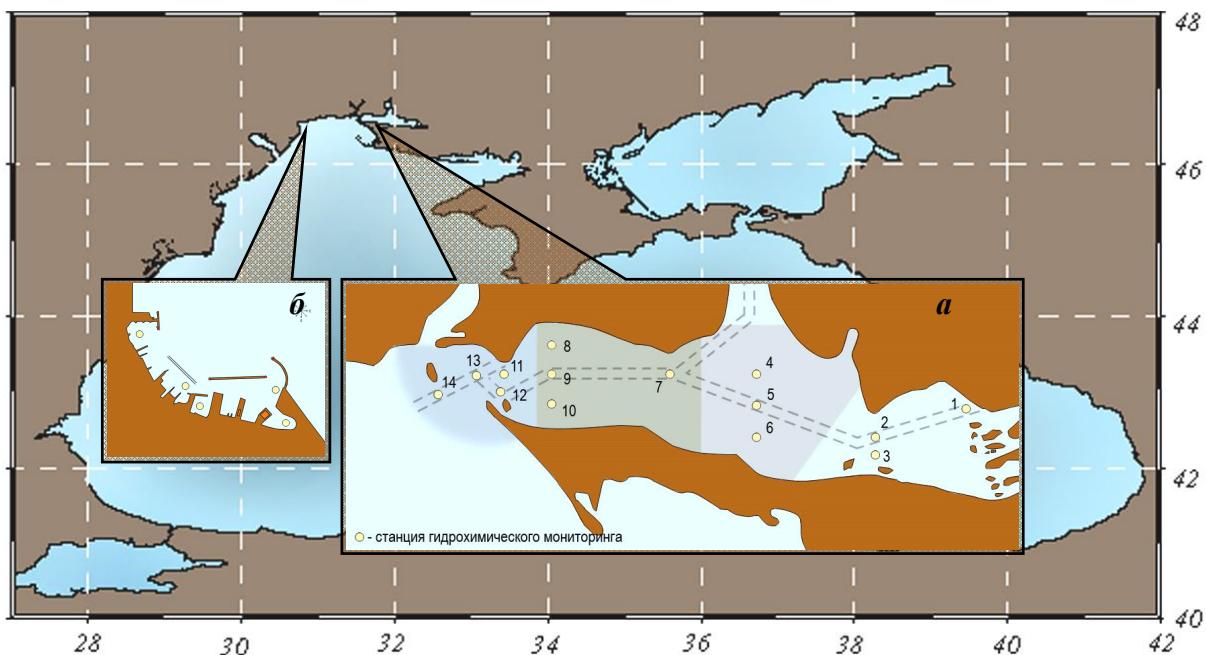


Рисунок 3 – Расположение станций гидрохимического мониторинга в акватории Днепровского лимана (а) и порта Одессы (б) в 1996 - 2006 годах

определений. В морских водах акватории порта Одесса в этот период максимальные концентрации НП и фенолов достигали соответственно 18 и 28 ПДК. Содержание НП в поверхностных водах портовой акватории постоянно было выше предельно допустимого значения, в придонных водах концентрации НП ниже ПДК фиксировались только в 9 % от общего количества определений. Превышение ПДК по фенолам отмечено для 86 % от общего количества определений.

Изучение сезонного изменения уровня загрязнения вод исследуемых районов моря позволило показать, что для Днепровского лимана характерно повышение содержания ЗВ в мае и июле. Весенний рост загрязнения вод определялся поступлением их с речными водами, летний был обусловлен подавлением процессов биохимического разложения ЗВ. Максимальное загрязнение вод акватории порта Одесса в результате сезонной активизации работы морского транспорта в основном наблюдалось в летне - осенний период, когда среднемесячное содержание превышало соответствующую ПДК по НП в 4 раза, по фенолам в 8 раз.

На основе анализа многолетнего изменения содержания ЗВ в водах Днепровского лимана выявлено снижение нефтяного и фенольного загрязнения (рис. 4 и 5).

Только в восточной части лимана динамика среднегодовых величин НП имела слабо выраженную положительную направленность. Среднегодовое содержание НП в водах лимана варьировало в диапазоне 3 - 10 ПДК. Изменение фенольного загрязнения вод отличалось разноконтактностью для собственно акватории лимана и района Кинбурнского пролива и взморья. Максимальный уровень загрязнения лиманых вод отмечался в 1998 г., когда среднегодовое содержание фенолов достигало 5,3 мкг/дм³ в восточной части, 2,8 мкг/дм³ – в центральной и 6,5 мкг/дм³ – в западной. В 2001, 2004 - 2006 гг. фенольное загрязнение снизилось до уровня 1 мкг/дм³. В Кинбурнском проливе высоким загрязнение вод было в 2000 г. (3,3 мкг/дм³),

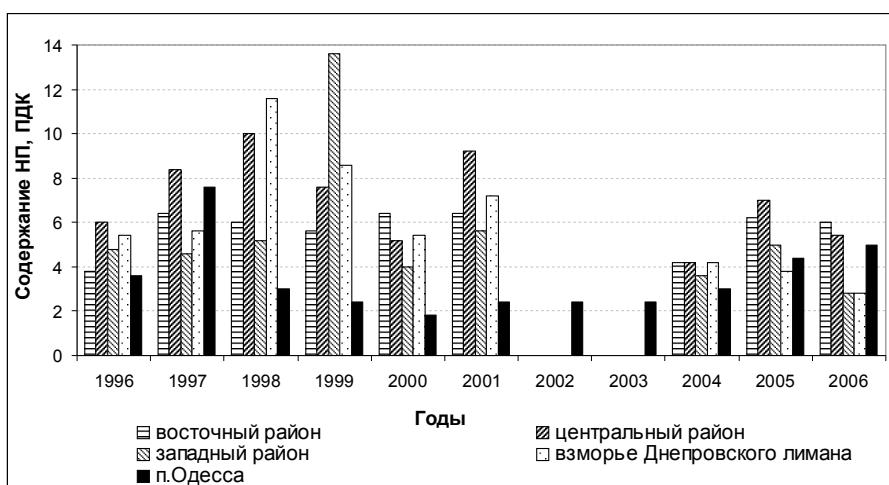


Рисунок 4 – Изменение содержания НП в морских водах отдельных районов Днепровского лимана и акватории порта Одессы в 1996 - 2006 годах

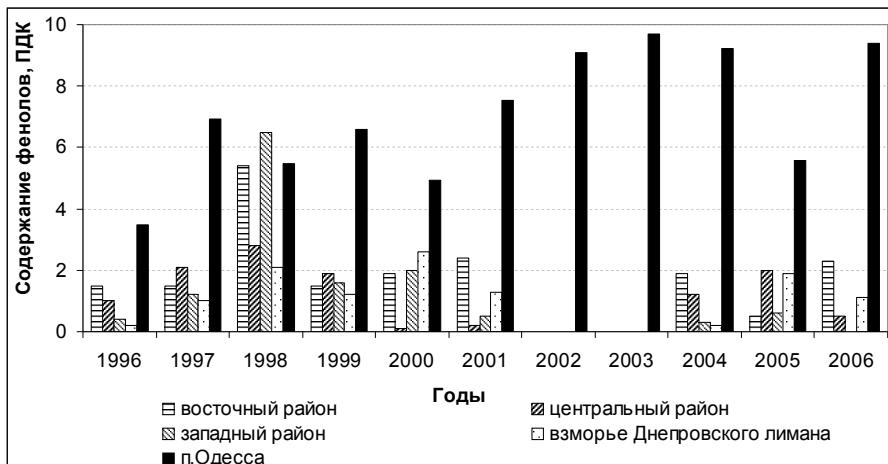


Рисунок 5 – Изменение содержания фенолов (сумма) в морских водах отдельных районов Днепровского лимана и акватории порта Одесса в 1996 - 2006 годах

держанию фенолов отмечался рост от 4 - 7 ПДК в 1996 - 2000 гг. до 9 - 10 ПДК в поверхностных водах в 19 раз (декабрь 2003 и сентябрь 2004 гг.), в придонных – в 21 раз (май и июнь 2006 г.).

Важно помнить, что в процессе водообмена загрязненные воды таких акваторий поступают в сопредельные районы моря, снижая их биологическую продуктивность и рекреационный потенциал. К примеру, в северо-западном регионе Черного моря переносимая прибрежным течением водная масса пониженной солености формируется стоком Днепра и Южного Буга, а южнее Днестра и Дуная. В период исследований 1996 - 2006 годов вынос ЗВ в ограниченную фронтальной зоной прибрежную полосу вод северо-западной части моря шириной до 30 миль только из акватории Днепровского лимана через Кинбурнский пролив в среднем ежегодно составлял ~ 20300 т НП, 76 т фенольных соединений.

Вместе с тем, существующие в настоящее время методы оценки экологического состояния водной акватории фактически только характеризуют уровень загрязненности морских акваторий. Количественная оценка способности морской экосистемы к самоочищению, позволяющая нормировать поступления ЗВ в водную среду, может быть выполнена на основе разработанной Ю.А. Израэлем и А.В. Цыбань [3, 4] концепции ассимиляционной емкости экосистемы (АЕ).

Оценка величины АЕ экосистем Днепровского лимана и Одесского порта проводилась по рассмотренной в [9, 10] методике, исходя из допущения о пространственной однородности полей распространения загрязняющих веществ в их границах.

Важным этапом проведения расчета величины АЕ является оценка времени выведения ЗВ из экосистемы. Это довольно сложный процесс. Для его реализации требуются либо данные натуральных исследований и экспериментов в мезокосмах, либо результаты экологического моделирования. В работе [8] был предложен новый статистический метод решения задачи, применимый для районов государственного гидрохимического мониторинга.

Изменение удельной скорости элиминации НП в различных районах Днепровского лимана определялось в первую очередь интенсивностью гидродинамических процессов. Так, в акватории лимана в среднем для периода 1996 - 2006 гг. наибольшая скорость удаления НП была свойственна центральной части (табл. 1), где на стоковое течение реки Днепр накладывается вынос речных вод Южного Буга.

Таблица 1 – Характеристика скорости удаления НП и фенолов (сумма) из экосистемы отдельных районов Днепровского лимана и акватории порта Одесса для периода исследований 1996 - 2006 годов

Район исследования	Скорость удаления НП, мг/(дм ³ ·год)	Скорость удаления фенолов (сумма), мкг/(дм ³ ·год)
Восточный район	2,31 ± 1,15	-
Центральный район	3,32 ± 1,39	-
Западный район	1,80 ± 0,58	-
Кинбурнский пролив	3,10 ± 1,55	-
Днепровский лиман	2,38 ± 1,01	-
Акватория порта Одесса	2,42 ± 1,52	31 ± 9

на взморье – в 1999 - 2000 гг. (1,4 - 1,5 мкг/дм³). В целом для всей акватории лимана среднегодовое содержание фенолов составляло 1 - 3 ПДК.

По среднегодовым значениям нефтяное загрязнение морских вод акватории порта Одесса в 1996 - 2006 гг. по среднегодовым значениям превышало ПДК в 2 - 7 раз, и в целом за весь период составило 0,17 мг/дм³ (более 3 ПДК). По со-

В восточной части лимана, динамика

вод которой определяется поступлением вод Днепра, средняя скорость удаления НП была меньше. Западный район лимана, с одной стороны запираемый узостью Кинбурнского пролива и действующий как отстойник, а с другой стороны подверженный высокой антропогенной нагрузке, связанной с интенсивным судоходством (особенно в северной своей части, где расположен город-порт Очаков), отличался минимальной (в среднем для периода исследований) скоростью удаления НП на фоне высокого загрязнения лиманных вод.

Расчетное время пребывания НП в водах Днепровского лимана показало ежегодную 8-кратную промывку речными водами акваторий восточного и центрального районов. Максимальное время пребывания НП (71 день) было характерно для вод западного района лимана. А обновление вод в Кинбурнском проливе и предпроливной части северо-западного шельфа Черного моря происходило ежемесячно.

Как видно из табл. 1, в целом за период исследований 1996 - 2006 гг. сопоставимой была удельная скорость удаления НП и для акватории порта Одесса. По среднегодовым значениям удельная скорость элиминации фенолов (сумма) изменялась от 18 до 45 мкг/(дм³·год), НП – от 1,11 до 5,83 мг/(дм³·год).

Расчетное время удаления фенолов (сумма) из акватории порта Одесса в среднем за период исследований 1996 - 2006 гг. составляло 88 дней, изменяясь от 53 - 57 (1996, 1998 гг.) до 150 дней (2002 г.). Удаление НП из акватории порта Одесса происходило значительно быстрее (19 - 40 дней), расчетное время элиминации их в среднем за период исследования составило 29 дней. Следует отметить, что меньшая токсичность нефтяных углеводородов в сравнении с фенольным комплексом, при допущении равенства скоростей осаждения в донные отложения или гидродинамического выноса за пределы района, обусловила существенный вклад биологической составляющей в процесс их деградации.

Знание времени удаления ЗВ из экосистемы позволяет рассчитать удельную величину АЕ для нормирования допустимого сброса ЗВ в каждом из исследуемых районов.

Средняя удельная величина АЕ для всей экосистемы Днепровского лимана в отношении НП может быть оценена в 1,94 мг/(дм³·год), для прилегающей части Черного моря – в 2,74 мг/(дм³·год). Для восточного и центрального районов лимана, а также Кинбурнского пролива, где скорость удаления НП достаточно высока, удельная величина АЕ составила от 2,17 до 2,31 мг/(дм³·год). Для запираемого узостью пролива западного района лимана она значительно ниже (табл. 2).

Удельная величина АЕ экосистемы Одесского порта в отношении НП так же достаточно высока, а в отношении фенолов (сумма) по итогам мониторинговых наблюдений периода 1996 - 2006 гг. она составила 1,16 мкг/(дм³·год).

Что касается АЕ морской экосистемы, то решающее значение имеет не только скорость удаления ЗВ, но и объем экосистемы в целом. К примеру, максимальной способностью к самоочищению в отношении НП в период исследований обладала центральная часть акватории Днепровского лимана (табл. 2). Средняя величина ассимиляционной емкости западного района при соразмерном объеме экосистемы вдвое меньше за счет минимальной скорости удаления НП. Минимальной способностью к самоочищению отличалась экосистема Кинбурнского пролива, т.к. даже при большой скорости удаления НП эта часть лимана занимает наименьший объем. Вполне очевидно, что в ряду исследуемых районов при сопоставимо высокой скорости элиминации в отношении НП минимальная способность к самоочищению у экосистемы акватории порта Одесса объясняется значительно меньшим объемом акватории. В отношении фенолов (сумма) АЕ экосистемы акватории порта Одесса в целом может быть оценена в $0,042 \pm 0,011$ т в год.

Учитывая, что пределы вариации количественной оценки АЕ достаточно велики (табл. 2), для предотвращения дальнейшей деградации и восстановления генофонда рассматриваемых райо-

Таблица 2 – Характеристика ассимиляционной емкости экосистемы отдельных районов Днепровского лимана и акватории порта Одесса в отношении НП для периода исследований 1996 - 2006 годов

Район исследования	Удельная величина ассимиляционной емкости, мг/(дм ³ ·год)	Ассимиляционная емкость экосистемы, тыс. т/год
Восточный район	2,17	$2,36 \pm 1,13$
Центральный район	2,31	$3,36 \pm 1,50$
Западный район	1,18	$1,72 \pm 0,60$
Кинбурнский пролив	2,28	$0,26 \pm 0,13$
Днепровский лиман	1,94	$7,96 \pm 2,93$
Акватория порта Одесса	2,60	$0,0935 \pm 0,0614$

нов при нормировании сбросов ЗВ в акваторию в качестве «порогового» значения целесообразно ориентироваться на минимальное значение АЕ. Для Днепровского лимана в отношении НП оно составляет 5 тыс. т/год, для акватории порта Одесса – 32 т/год в отношении НП и 0,031 т/год в отношении фенолов (сумма).

Вместе с тем, при рассмотрении расчетной величины АЕ в сопоставлении с балансовой оценкой НП для акватории Днепровского лимана, показательно, что в настоящее время поступление их только с речными водами Днепра и Южного Буга (через Бугский лиман) составляет 7 тыс. т НП в год. Таким образом, расчетная величина АЕ значительно ниже приходной статьи баланса НП, что негативно сказывается на состоянии водоема, имеющего рыбохозяйственное значение.

Более того, надо помнить, что о создании благоприятных условий для развития морских экосистем можно было бы судить лишь в условиях равномерного внесения ЗВ в объеме, не превышающем величину АЕ. При неоднородном поступлении ЗВ опасность для экосистемы представляют источники, которые создают нагрузку, превышающую удельную величину АЕ. Следовательно, удельная величина АЕ не может быть сопоставима с залповым аварийным загрязнением морской экосистемы в локальной точке. Однако, к примеру, в 1997 году только в результате аварии на т/х «Monte Chiaro» в морские воды акватории порта Одесса было сброшено 0,987 т НП [1]. В то же время АЕ всей экосистемы порта даже в расчете на одни сутки в среднем составила 0,09 т НП. Столь значительное превышение АЕ, безусловно, не могло не привести к необратимой деградации биотической компоненты экосистемы.

Заключение

На основе мониторинговых исследований дана оценка экологического состояния вод акваторий Днепровского лимана и порта Одесса по приоритетным загрязняющим веществам. Она характеризует воды исследуемых районов как загрязненные, грязные или очень грязные, что соответствует IV - VI классам качества вод. Для акватории Днепровского лимана в целом за весь период наблюдений основная роль в формировании величины ИЗВ принадлежала НП. Соотношение НП - фенолы - детергенты - кислород для лимана составило 71 - 17 - 2 - 10 %. Ведущую роль в формировании величины ИЗВ для акватории порта Одесса играли фенолы. Соотношение НП - фенолы - детергенты - кислород для этого района составило 27 - 57 - 11 - 5 %.

Для акватории Днепровского лимана скорость удаления НП как приоритетного загрязняющего комплекса составила в среднем $2,38 \pm 1,01$ мг/(дм³·год), для Кинбурнского пролива – $3,10 \pm 1,55$ мг/(дм³·год). Для акватории п. Одесса скорость удаления фенолов (сумма) составила 31 ± 9 , НП – $2,42 \pm 1,52$ мг/(дм³·год).

Дана оценка нормирования потоков антропогенных ЗВ на основе расчета ассимиляционной емкости (АЕ) экосистем исследуемых акваторий, как основы стратегии управления качеством морской среды.

АЕ акватории Днепровского лимана в отношении НП составила 7960 ± 2930 т в год. Для восточного и центрального районов лимана, а так же Кинбурнского пролива удельная величина АЕ составила $2,17 - 2,31$ мг/(дм³·год), для прилегающей части Черного моря – $2,74$ мг/(дм³·год). Для западного района лимана она значительно ниже – $1,18$ мг/(дм³·год).

Для акватории порта Одесса АЕ экосистемы в отношении фенолов (сумма) может быть оценена в $0,042 \pm 0,011$ т в год, в отношении НП – $93,5 \pm 61,4$ т в год.

Определение АЕ экосистем отдельных акваторий Черного моря позволяет нормировать плановые поступления ЗВ и активно способствует формированию политики в области охраны природной среды этих районов в целях сохранения основных свойств существующих экосистем.

Литература

1. Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям : Черное море / ред. А.И. Рябинин, Н.П. Клименко, С.А. Шибаева // Архив МО УкрНИГМИ. – Севастополь, 1998. – Т. 1.
2. Ежегодные гидрохимические данные качества морских вод (Черное и Азовское моря) // Архив МО УкрНИГМИ. – Севастополь, 1996. – 2006.
3. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 528 с.
4. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляционной емкости Мирового океана // Докл. АН СССР. – 1983. – Т. 272, № 3. – С. 702 - 705.
5. Качество морских вод по гидрохимическим показателям : Ежегодник 2003 - 2006. / ред. А.Н. Коршенко, И.Г. Матвейчук, Т.И. Плотникова и др. – Обнинск: Артифекс, 2005 - 2008.

6. Мезенцева І.В. Комплексная характеристика качества вод Днепровского лимана в 1996 - 2006 годах // Проблемы природопользования, устойчивого развития и техногенной безопасности регионов : Тезисы докл. 5 Междунар. науч.-практ. конф. 6-9 октября 2009 г. – Днепропетровск, 2009. – Ч. 2. – С. 68 - 69.
7. Мезенцева І.В. Комплексная характеристика качества морской воды и донных отложений порта Одессы в 1996 - 2006 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2009. – Вып. 19. – С. 154 - 160.
8. Совга Е.Е., Мезенцева І.В. Содержание нефтепродуктов в морской воде в акватории порта Одесса в 1997 - 2006 гг. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2008. – Вып. 17. – С. 290 - 297.
9. Совга Е.Е., Любарцева С.П., Мезенцева І.В. Оценка способности экосистемы акватории Одесского порта к самоочищению в отношении фенолов и нефтепродуктов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2010. – Вып. 22. – С. 303 - 309.
10. Совга О.Є., Мезенцева І.В., Любарцева С.П. Оцінка асиміляційної місткості екосистеми Дніпровського лиману щодо нафтопродуктів як метод нормування їх скиду в акваторію лиману // Доповіді Національної академії наук України : Математика, природознавство, технічні науки. – 2011. – № 10. – С. 105 - 109.
11. *State of the Environment of the Black Sea (2001 - 2006/7) / Edited by Temel Oguz // Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC).* – Istanbul, 2008. – 3. – 448 p.

МЕТОДИКА ЧАСОВОГО АНАЛІЗУ ТА СПРИЯТЛИВОСТІ ЯКОСТІ ВОДИ ВОДНОГО ОБ'ЄКТУ

В. Ю. Корінєвська

Одеський державний екологічний університет

В представлений статті наведені основні положення методики часового аналізу та оцінки сприятливості якості води водного об'єкту, що базується на порівняльній оцінці показників складу та властивостей води. Дане якісне визначення основних розрахункових показників та визначена сфера застосування даної методики.

Ключові слова: показник якості, бальна оцінка, ранжування

Вступ

В сучасних умовах посилення антропогенного впливу на водні об'єкти та, як наслідок, погіршення якості води в них питання оцінки екологічного стану постають особливо актуальними. Серед основних методичних підходів щодо оцінки екологічного стану водних об'єктів - метод порівняння параметрів з нормативами та метод оцінки якості води як середовища мешкання гідробіонтів. В останньому випадку оцінюється загальний вплив сукупності фізико-хімічних показників води водного об'єкта на живий організм та процеси його життєдіяльності. Але найбільший розвиток отримав метод порівняння значень показників фізичного стану та хімічного складу води зі встановленими нормативами (метод гранично допустимих концентрацій) та розроблені на його основі комплексні показники, що дозволяють зробити інтегральну оцінку якості води за сукупним вмістом речовин чи фізико-хімічних характеристик. Серед таких комплексних показників - індекс забруднення води, комплексний показник екологічного стану питомий комбінаторний індекс, сумарний екологічний коефіцієнт якості води тощо.

Фактичні значення показників фізичного стану та хімічного складу води не є постійними та змінюються під впливом природних та антропогенних факторів їх формування. Тому визначення характеру змін показників відносно того, чи є ця зміна сприятливою або несприятливою, дозволяє дослідити динаміку екологічного стану водного об'єкту.

Основна частина

Для оцінки та аналізу зміни якості води нами пропонується часовий аналіз та оцінка сприятливості якості води. Особливістю цього підходу є часова декомпозиція, тобто порівняння змін параметра (параметрів) в інтервалах часу. Такий підхід дозволить охопити і детально врахувати великий об'єм показників складу і властивостей води.

Часовий аналіз і оцінка сприятливості якості води проводиться таким чином. По-перше, формується вибірка показників складу і властивостей води і визначаються часові інтервали. Залежно від деталізації завдання дослідження, вибірка показників може складатися з таких, зміна або присутність яких може бути обумовлена антропогенним фактором формування якості води, та які є несприятливими для людини. Вибірка показників може включати і такі, які характеризують її природні властивості і є «нейтральними» для людини. Найчастіше критерієм відбору речовини або показника властивості води в ту чи іншу групу показників є наявність його в нормах якості води для певного виду водокористування.

По-друге, проводиться порівняльний аналіз сприятливості значення показника складу або властивостей води у рамках кожного заданого часового інтервалу з подальшою порівняльною оцінкою у балах. Часовому інтервалу, що характеризується найкращою (найгіршою) якістю по заданому показнику, привласнюється найбільша (найменша) оцінка за шкалою балів. Таким чином, часові інтервали «ранжуються» відповідно до оцінки показника, що характеризує якість води, а бал, який привласнюється, є позицією в такому ранжованому ряду [2].

Для оцінки загальної сприятливості інтервалів часу за якістю води проводиться розрахунок середньої бальної оцінки і/або суми бальних оцінок, а також повторюваності найбільш сприятливої/несприятливої ситуації. Отже, основними розрахунковими показниками для кожного з часових інтервалів є:

- середній бал (\bar{S});

- повторюваність мінімального балу (P_{min} , %);
- повторюваність максимального балу (P_{max} , %).

Основним призначенням представленої методики часового аналізу та оцінки сприятливості якості води є порівняння якості води за різні проміжки часу за сукупністю показників та визначення часових періодів, що характеризуються найкращою/найгіршою якістю води. Використання представленої методики дозволяє обґрунтувати вибір оптимальної методики оцінки якості води за допомогою різних комплексних показників, що розроблені на основі методу порівняння з гравічно допустимими концентраціями.

Цікавим виявляється отримання якісних характеристик розрахункових показників для кожного з часових інтервалів.

Середній бал за сукупністю показників складу та властивостей води характеризує узагальнений стан якості води та положення часового інтервалу відносно інших. Можна припустити, що за умови

$$\bar{S} \geq 0,5 \cdot S_{max}, \quad (1)$$

бали, отримані по кожному з показників, в середньому, вищі за середній для досліджуваного діапазону часу бал, отже, якість води водного об'єкту буде задовільною.

За умови

$$\bar{S} < 0,5 \cdot S_{max}, \quad (2)$$

можна говорити про незадовільну якість води.

За умови $P_{min} > 20\%$ екологічний стан водного об'єкту можна вважати критичним, оскільки для означеного часового інтервалу значення кожного п'ятого показника характеризувалося як найгірше серед часових інтервалів, що розглядалися.

Можна розглянути протилежну ситуацію, коли $P_{max} > 20\%$. В цьому випадку якість води можна вважати надзвичайно сприятливою.

Апробація методики часового аналізу та оцінки сприятливості води проведена на прикладі Дністровського лиману. Дністровський лиман є одним із найбільших прісноводних лиманів України, який сполучає р. Дністер з Чорним морем. Формування гідрохімічного режиму Дністровського лиману визначається взаємодією річкового стоку та морських вод [5].

Для оцінки якості води лиману поблизу м. Білгород-Дністровський були використані дані моніторингу якості води з 2002 по 2010 р., що проводився міською санітарно-епідеміологічною станцією м. Білгород-Дністровський. Відбір проб води здійснювався у створі № 35, що розташований у межах території неорганізованої рекреації «Святе джерело» та зони впливу випуску стічних вод з очисних споруд. Проби відбиралися біля берегу та на відстані 50 м від урізу води (на поверхні та на глибині).

Серед показників складу та властивостей води можна виділити ті, на які треба звертати особливу увагу, – це БСК₂₀, ХСК, показники мінерального складу (сульфати, хлориди, магній, натрій і калій), завислі речовини, а також коліоровість та каламутність, нітрати і нітрати, нафтопродукти, кадмій, свинець і формальдегід. Це речовини, концентрації яких близькі або перевищують величини ГДК та/або характеризуються різкими змінами у часі.

На протязі 2002 - 2010 рр. відбувалося неодноразове проникнення морських вод углиб лиману, про що свідчить різке підвищення загальної мінералізації та концентрації хлоридів, сульфатів, суми іонів натрію і калію. Порівняльний аналіз концентрацій даних речовин у створі № 35 та у створах, що розташовані у смт. Затока та с. Шабо та біля Цареградського гирла, підтверджує факт розповсюдження клину морських вод у лимані. Максимальна мінералізація склала 17304 мг/дм³. Надходження морських вод сприяє наявність суднохідного ходу від Цареградського гирла до Білгород-Дністровського порту. Дослідження змін інших показників складу та властивостей води показали, що морські води є джерелом свинцю, магнію, а також підвищують жорсткість води [3].

Оцінка якості води відповідно до вимог, що висуваються до водних об'єктів комунально-побутового водокористування [1] показала, що вода відповідала вимогам рибогосподарських норм якості води.

Розрахунок індексу забруднення води показав, що стан води Дністровського лиману на протязі 2002 - 2010 рр. характеризується чистий або, в окремих випадках, помірно забруднений. Відповідно до результатів застосування Методики [4], екосистема Дністровського лиману характеризується як нестійка.

В якості показників, по яких проводилася часова оцінка та аналіз сприятливості якості води, нами були обрані: каламутність, кольоровість, завислі речовини, розчинений кисень, BCK_{20} , ХСК, мінералізація, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , СПАР, нафтопродукти, Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Al^{3+} , Si^{2+} , Cd^{2+} , Mo^{2+} , HCOH , Mn^{2+} . Результати розрахунків наведені у таблиці. Оцінка «1» привласнювалася часовому інтервалу у випадку найбільш несприятливого значення показника, оцінка «9» – при найбільш сприятливому значенні показника.

Результати часового аналізу та оцінки сприятливості якості води Дністровського лиману (2002 - 2010 рр.)

Показник	Рік									
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Сума балів	108	110	103	97	103	97	101	125	101	
Середній бал (\bar{S})	5,1	5,2	4,9	4,6	4,9	4,6	4,8	6,0	4,8	
Повторюваність «1», (P_{\min} , %)	19,0	14,3	4,8	4,8	4,8	14,3	9,5	9,5	19,0	
Повторюваність «9», (P_{\max} , %)	19,0	14,3	14,3	4,8	9,5	4,8	4,8	23,8	4,8	

Найкраща якість води спостерігалася у 2009 р., найгірша – у 2007 р.

Як бачимо, за 2002 - 2010 рр. для вод Дністровського лиману виконувалася умова (1), тобто якість води була задовільною, лише в окремі 2005 та 2007 рр. наближаючись до незадовільної. Якість води у 2009 р. можна охарактеризувати як надзвичайно сприятливу.

За умови однакового набору показників для оцінювання якості води по різним методикам, результати визначення року з найкращою/найгіршою якістю за Методикою [4] та методикою часового аналізу та оцінки сприятливості якості води дають ідентичний результат. Отже, часовий аналіз та оцінка сприятливості якості води дозволяє обґрунтувати вибір оптимальної методики оцінки якості води Дністровського лиману – «Методики оцінки екологічного стану водного об'єкту на основі розрахунку комплексного показнику екологічного стану» [4].

Висновок

Таким чином, представлена методика часового аналізу та оцінки сприятливості якості води водного об'єкту дозволяє порівняти різні періоди часу за комплексом показників складу та властивостей води. До того ж, на основі розрахункових показників стан води водного об'єкту можна охарактеризувати як задовільний або незадовільний, а також визначити критичний та надзвичайно сприятливий стан води водного об'єкту.

Література

1. ГосСанПиН 4630-88 «Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения». – М.: Минздрав СССР, 1988. – 69 с.
2. Кориневская В.Ю. Обоснование выбора метода оценки качества воды водных объектов на основе временного анализа и оценки благоприятности // Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность : Тезисы докладов научной конференции молодых ученых и талантливых студентов. – М.: ИВП РАН, 2007. – С. 128 - 131.
3. Кориневская В.Ю. Оценка и анализ изменения качества воды Днестровского лимана как объекта рекреационного использования (г. Белгород-Днестровский, 2002 - 2006 гг.) // Метеорология, климатология та гідрологія : Між від. наук. збірник України. – Одеса: Екологія, 2008. – Вип. 50, ч. I. – С. 317 - 322.
4. Тимченко З.В. Водные ресурсы и экологическое состояние малых рек Крыма / З.В. Тимченко. – Симферополь: Доля, 2002. – 152 с.
5. Швебс Г.І., Єгошин М.І. Каталог річок і водойм України : Навчально-довідковий посібник. – Одеса: Астропрінт, 2003. – 392 с.

МЕТОДИКА ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ ДАМПИНГА ГРУНТОВ НА ВОДНУЮ СРЕДУ

В. В. Горун

Одесский государственный экологический университет

В статье предложена трехмерная математическая модель неустановившейся турбулентной диффузии взвеси в водной среде, полученная путем решения дифференциального уравнения методом конечных разностей. Приводятся рекомендации для выполнения инженерных расчетов, формулы для проверки правильности этих расчетов и результаты поиска оптимальных параметров модели. Оптимум найден при наиболее приемлемых с практической точки зрения погрешности конечного результата и количестве расчетов.

Ключевые слова: дноуглубительные работы, дампинг, математическая модель, неустановившаяся турбулентная диффузия, взвесь, водная среда, оптимальные параметры, натурные наблюдения

Введение

Дампинг грунтов является неотъемлемой частью дноуглубительных работ, проводимых как при капитальном, так и при ремонтном дноуглублении.

Объемы сбрасываемых грунтов на шельфе Черного и Азовского морей весьма значительны. Например, при строительстве порта Южный и ОПЗ дноуглубительные работы составили более 23 млн. м³, а за десять лет эксплуатации дампинг грунтов этих объектов превысил 22 млн. м³. Средний ежегодный объем заиливания по портам Северо-Западного Причерноморья составляет 35 - 40 тыс. м³ в год. Общая длина подходных каналов превышает 25,0 км. Ежегодно в портах Северо-Западного Причерноморья необходимо проводить дноуглубительные работы объемом более 4,5 млн. м³, средняя дальность перевозок грунта на морские отвалы составляет около 30 км [1].

Одной из важнейших задач исследования влияния сбросов грунта на морскую среду является изучение распространения взвешенных частиц, которые после сброса образуют поле повышенной мутности, или так называемое облако мутности.

При оценке качества водной среды, при нормировании сбросов загрязнителей и при оценке различных видов ущерба необходимо знать максимальную концентрацию взвешенного вещества в контрольном створе, общее количество этого вещества, вынесенного за пределы упомянутого створа, площадь заиливания дна. Действующие в настоящее время методики расчета не позволяют получить перечисленную информацию с достаточной степенью точности. В данной работе предложена математическая модель распространения взвеси при дампинге, позволяющая с меньшей погрешностью получить все перечисленные характеристики.

Материалы и методы исследования

При разработке модели использовано дифференциальное уравнение неустановившейся турбулентной диффузии в цилиндрических координатах (1), началом системы координат является точка пересечения вертикальной оси, проведенной через центр облака взвеси, с поверхностью воды, [4]

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D(\frac{\partial^2 C}{\partial r^2}) + D/r (\frac{\partial C}{\partial r}) + D \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial y}, \quad (1)$$

где С – концентрация вещества;

t – время;

D – коэффициент турбулентной диффузии;

r – радиус;

H – глубина акватории.

Решение уравнения (1) методом конечных разностей позволяет получить расчетные зависимости для водной толщи (2), поверхностного (3) и придонного (4) слоев:

$$C_{k+1,n,m} = (1-2a_1-2a_2)C_{k,n,m} + a_1(bC_{k,n+1,m} + dC_{k,n-1,m}) + (a_2-f)C_{k,n,m+1} + (a_2+f)C_{k,n,m-1}, \quad (2)$$

$$C_{k+1,n,1} = (1-2a_1-2a_2-f)C_{k,n,1} + a_1(bC_{k,n+1,1} + dC_{k,n-1,1}) + (a_2-f)C_{k,n,2}, \quad (3)$$

$$C_{k+1,n,M} = (1-2a_1-2a_2-f)C_{k,n,M} + a_1(bC_{k,n+1,M} + dC_{k,n-1,M}) + (a_2+f)C_{k,n,M-1}, \quad (4)$$

где $a_1 = D \Delta t / \Delta r^2$; $a_2 = D \Delta t / \Delta y^2$; $b = 2n/(2n-1)$; $d = 2(n-1)/(2n-1)$; $f = u \Delta t / (2 \Delta y)$.

Индексом *k* обозначены моменты времени с шагом Δt , *n* – номера колец шириной Δr , *m* – номера слоев толщиной Δy .

f – безразмерный параметр, учитывающий обмен взвесью между слоями и ее удаление из водной среды за счет оседания на дно.

Задаваясь оптимальными значениями параметров $a_1 = a_2 = 0,125$ при $\Delta r = \Delta y$, уравнения (2), (3) и (4) можно записать в упрощенном виде:

$$C_{k+1,n,1} = (0,625-f)C_{k,n,1} + 0,125(bC_{k,n+1,1} + dC_{k,n-1,1}) + (0,125-f)C_{k,n,2}, \quad (5)$$

$$C_{k+1,n,m} = 0,5C_{k,n,m} + 0,125(bC_{k,n+1,m} + dC_{k,n-1,m}) + (0,125-f)C_{k,n,m+1} + (0,125+f)C_{k,n,m-1}, \quad (6)$$

$$C_{k+1,n,M} = (0,625-f)C_{k,n,M} + 0,125(bC_{k,n+1,M} + dC_{k,n-1,M}) + (0,125+f)C_{k,n,M-1}, \quad (7)$$

при $\Delta t = \Delta r^2/(8D)$; $f < 0,125$.

Количество вещества в момент времени $k+1$ в каждом кольце придонного слоя ($m = M$) на $2fC_{k,n,M}$ меньше, чем в момент k в соответствующем кольце того же слоя. Отсюда следует, что в каждый момент времени должно выполняться равенство

$$M N_k k-1 N_{k-1}$$

$$\sum_{m=1} \sum_{n=1} \Sigma (2n-1)C_{k,n,m} = C_0 M_0 N_0^2 - 2f \sum_{i=0} \Sigma (2n-1)C_{i,n,M}, \quad (8)$$

где N_k – количество колец в облаке взвеси в k -ый момент времени;

M_0 и N_0 – количество слоев и колец в облаке в начальный момент времени ($k = 0$);

C_0 – концентрация взвеси в облаке в начальный момент времени;

$C_{i,n,M}$ – концентрация вещества в i -ый момент времени в кольце n в придонном слое.

Если по условиям задачи не представляется возможным приравнять Δr и Δy , то используются формулы (2) - (4) при условии:

$$(a_1 + a_2) < 0,5; \quad (9)$$

$$f < a_2. \quad (10)$$

Последнее условие можно записать в виде ограничения толщины слоя Δy

$$\Delta y < \Delta y_{\text{ГР}} = 2D/u. \quad (11)$$

Полученные формулы позволяют пошагово рассчитать распределение взвеси в облаке загрязнения и размеры этого облака через некоторое время после сброса [4].

Условие (11) позволяет рассчитать предельную толщину слоя $\Delta y_{\text{ГР}}$, при которой применимы полученные зависимости, и выбрать необходимую модель расчета:

– при $\Delta y_{\text{ГР}} \geq H_{\text{CP}}$ можно использовать двумерную модель;

– при $\Delta y_{\text{ГР}} < H_{\text{CP}}$ используется трехмерная модель.

Двумерная модель значительно проще. Ее нетрудно записать при $\Delta y = H_{\text{CP}}$, исходя из полученных решений (2) - (4)

$$C_{k+1,n} = (1 - 2a_1 - 2f)C_{k,n} + a_1(bC^{k,n+1} + dC_{k,n-1}), \quad (12)$$

$$\text{при } (a_1 + f) < 0,5. \quad (13)$$

Обозначения в формулах (12) и (13) соответствуют обозначениям, принятым ранее.

Проверка правильности расчетов выполняется по условию

$$N_k$$

$$\sum_{n=1} \Sigma (2n-1)C_{k,n} = (1 - 2f)k C_0 N_0^2. \quad (14)$$

$$n=1$$

Выражение (14), также как и (8), характеризует общее количество взвеси, оставшейся в водной среде.

Все полученные формулы применимы и в случае растворенных в воде веществ. Для этого гидравлическую крупность (u) надо приравнять к 0. Тогда формула (12) будет соответствовать формуле (5) в [2] при $Q_{\text{ст}} = k_H = 0$.

Определим теперь оптимальные параметры рассматриваемой математической модели.

Из уравнений (2) - (4) следует, что максимальная концентрация (C_{MAX}) и общее количество (M) взвеси в пятне загрязнения зависят от расстояния переноса (X), от скорости переноса (V), от интенсивности турбулентной диффузии (D), от пространственно-временных параметров модели (Δt , Δr и Δy), от гидравлической крупности частиц (u) и от глубины акватории (H). Эти переменные можно объединить в следующие безразмерные параметры:

в плоской постановке

$$k = X / V \Delta t; \quad a = D \Delta t / \Delta r^2; \quad f = u \Delta t / 2H, \quad (15)$$

в пространственной

$$k = X / V \Delta t; a_1 = D \Delta t / \Delta r^2; a_2 = D \Delta t / \Delta y^2; f = u \Delta t / 2 \Delta y; m = H / \Delta y. \quad (16)$$

Поиск оптимального решения в случае плоской постановки задачи выполнен при следующих условиях:

- исходное количество колец в пятне загрязнения n_0 принято равным 1;
- согласно разработанной методики параметр $a = \text{const} = 0,25$;
- из выражений (15) видно, что для выполнения предыдущего условия при уменьшении – Δr (увеличении n_0) в m раз параметры k_{KC} и f должны изменяться следующим образом: $k_{\text{KC}} \sim m^2$ и $f \sim 1/m^2$;
- при выполнении всех расчетов сумма $(f+a) < 0,5$.

Поиск оптимального решения для пространственной постановки задачи выполнен при следующих условиях:

- исходное количество колец в пятне загрязнения $n_0 = 1$;
- исходное количество слоев по глубине m_0 принято равным 1;
- согласно разработанной методики параметр $a_2 = \text{const} = 0,125$;
- из выражений (16) видно, что для выполнения предыдущего условия при уменьшении Δy (увеличении m_0) в l раз параметры k_{KC} , a_1 и f должны изменяться следующим образом: $k_{\text{KC}} \sim l^2$, $a_1 \sim 1/l^2$ и $f \sim 1/l$;
- при выполнении всех расчетов сумма $(a_1 + a_2)$ должна быть меньше 0,5 и f должно быть меньше a_2 .

Оптимальное решение для плоской (пространственной) постановки задачи найдено в такой последовательности:

- задано исходное количество шагов во времени Δt до контрольного створа (опыт расчетов, выполненных ранее, показал, что при $n_0 = 1$ ($m_0 = 1$) и расстоянии до контрольного створа 500 м необходимое количество шагов Δt в среднем составляет 10);
- при заданном значении f определены C_{MAX} и M в 10-й момент времени (в контрольном створе);
- далее при $n_0 = 2$ ($m_0 = 2$, соответствующем n_0) и параметре f , сниженном в 4 раза, смоделирован процесс, и на 40 шаге (количество шагов по сравнению с предыдущим расчетом увеличено в 4 раза) найдены новые значения C_{MAX} и M ;
- расчеты выполнены при $n_0 = 1 \div 8$ и $f = 0,0 \div 0,2$ ($m_0 = 1 \div 5$, $f = 0,0 \div 0,1$ и соответствующих n_0).

Расчеты C_{MAX} и M выполнены в горизонтальной плоскости и в пространстве согласно вышеуказанным последовательности и условиям. Концентрация взвеси в начальном створе принята равной 1000 %.

Согласно проведенным расчетам при моделировании процесса распространения вещества в плоской постановке задачи при $f = 0$ начальное количество колец в пятне загрязнения необходимо принять равным 2 - 3; при $f = 0,1 - 3 - 4$ и при $f = 0,2 - 4 - 5$.

В пространственной постановке задачи оптимальное количество слоев по глубине, необходимое для расчетов при различных значениях f , составит 2 - 3.

Для демонстрации преимуществ предлагаемой математической модели рассмотрим результаты экспедиционных исследований, проведенных в районе свалки грунта у о. Экви в Финском заливе в сентябре 1983 г. [3].

Наблюдения проводились на отвале с глубиной 90 м. Толща воды была стратифицирована, глубина верхнего квазиоднородного слоя (ВКС) составляла около 25 м. Пробы на взвесь отбирались в центре дрейфующего пятна мутности в средней части ВКС (горизонт 10 м). Полученные в результате эксперимента данные о концентрации взвеси представлены на рис. 1.

Из рис. 1 видно, что на горизонте 10 м заметно вторичное увеличение общего содержания взвеси. Это явление происходит за счет увеличения содержания фракции А (0,025 - 0,5 мм). Данное увеличение, по мнению авторов [3], может быть связано, во-первых, с разрушением нестабильных агрегатов, состоящих из мелких частиц (в основном фракция А); во-вторых, за счет выноса взвеси вверх из несущих слоев. Такими слоями являются слой термоклина и придонный слой.

На разработанной модели была сделана попытка смоделировать вторичный пик концентрации взвеси. Сопоставить результаты расчетов с натурными наблюдениями не представилось воз-

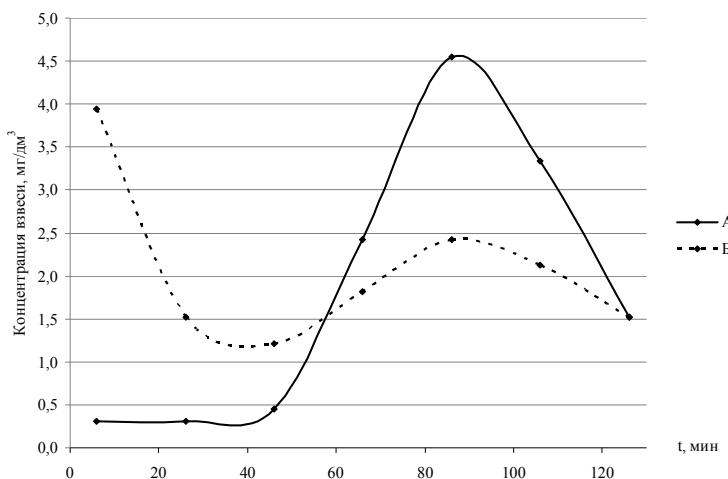


Рисунок 1 – Изменения концентраций взвеси по фракциям во времени на горизонте 10 м. Обозначения фракции: А – 0,025 – 0,05 мм; Б – 0,05 – 0,1 мм [3]

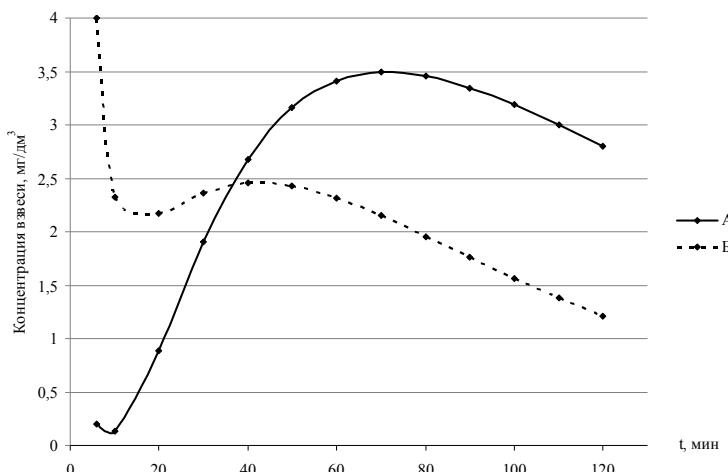


Рисунок 2 – Изменение концентрации взвеси в верхнем слое

= 10) концентрация взвеси в поверхностном слое убывает и достигает минимума – 2,18 мг/дм³, а далее начинает возрастать до максимума – 2,46 мг/дм³ – на 40 мин ($k = 20$) (табл. 2 - 3). В последующие моменты времени концентрация взвеси снижается и уже при $k = 80$ составляет 0,70 мг/дм³ (табл. 4, рис. 2).

На существующих моделях невозможно смоделировать процесс подъема мелких фракций из нижних слоев за счет турбулентной диффузии. На предлагаемой модели это сделать представляется возможным. Из сказанного видно, что разработанная модель адекватно реагирует на начальные условия. Это подтверждает правильность и логичность полученных зависимостей.

Таблица 1 – Распределение взвеси в облаке загрязнения в начальный момент времени ($k = 0$) при ее сбросе

0	C _{ср} взвеси в объеме воды, равном исходному				104,00	Количество взвеси в облаке, % от исходного				100,00					
	n	2n-1	b	d		C _{0,n,m} , мг/дм ³									
						1	2	3	4	5	6	7	8	9	дно
1	1	2,00	0,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	104,00	104,00	104,00	104,00
2	3	1,33	0,67	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	104,00	104,00	104,00	104,00
3	5	1,20	0,80	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	104,00	104,00	104,00	104,00
4	7	1,14	0,86	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	104,00	104,00	104,00	104,00
Левая часть равенства (8)					7040,00	Правая часть					7040,00				

можным из-за отсутствия в работе [3] сведений о значениях концентрации фракций взвеси после сброса, о гидравлической крупности частиц в морской среде и о гидродинамических условиях во время наблюдений. Однако на модели была получена аналогичная картина хронологического хода значений концентрации фракций взвеси в верхнем слое при условии неравномерного распределения их содержания по глубине после сброса (рис. 2).

Рассмотрим вторичное увеличение содержания взвеси на примере фракции Б (рис. 2), предположив, что начальная концентрация составляет 100 мг/дм³, а концентрация взвеси в поверхностном слое – 4 мг/дм³. Пример расчета по формулам (2) - (4) при $f = 0,08$ приведен в табл. 1 - 4. Предполагалось, что всего слоев до дна – 10, количество колец в пятне (N_0) – 4.

В этом случае при перемещении пятна происходит подъем взвеси в верхние слои ($k = 0, 1, 2, \dots$) за счет турбулентной диффузии. При этом происходит снижение общего количества взвеси в водной среде (7040,0; 4615,3; 3126,1; ...) из-за оседания на дно.

До некоторого момента времени (k

Таблиця 2 – Распределение взвеси в облаке загрязнения ($k = 10$)

10	C_{cp} взвеси в объеме воды, равном исходному					54,77		Количество взвеси в облаке, % от исходного				65,56	
n	2n-1	b	d	$C_{10,n,m}$, мг/дм ³									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	дно
1	1	2,00	0,00	2,18	3,51	5,82	9,76	16,11	25,39	37,48	51,20	64,17	72,85
2	3	1,33	0,67	2,18	3,51	5,82	9,76	16,11	25,39	37,48	51,19	64,16	72,85
3	5	1,20	0,80	2,17	3,50	5,81	9,74	16,08	25,34	37,40	51,08	64,02	72,69
4	7	1,14	0,86	2,04	3,29	5,46	9,16	15,10	23,77	35,05	47,85	59,96	68,07
5	9	1,11	0,89	0,10	0,17	0,27	0,47	0,78	1,25	1,88	2,58	3,25	3,69
6	11	1,09	0,91	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,08	0,09
7	13	1,07	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Левая часть равенства (8)				4615,34				Правая часть				4615,34	

Таблиця 3 – Распределение взвеси в облаке загрязнения ($k = 20$)

20	C_{cp} взвеси в объеме воды, равном исходному					33,500		Количество взвеси в облаке, % от исходного				44,41	
n	2n-1	b	d	$C_{20,n,m}$, мг/дм ³									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	дно
1	1	2,00	0,00	2,46	3,84	5,96	9,06	13,35	18,93	25,62	32,83	39,47	43,87
2	3	1,33	0,67	2,46	3,84	5,95	9,05	13,35	18,93	25,61	32,82	39,45	43,85
3	5	1,20	0,80	2,44	3,81	5,91	8,98	13,25	18,78	25,41	32,56	39,14	43,50
4	7	1,14	0,86	2,18	3,40	5,26	8,00	11,79	16,70	22,58	28,91	34,75	38,61
5	9	1,11	0,89	0,22	0,34	0,53	0,81	1,20	1,71	2,33	3,00	3,62	4,03
6	11	1,09	0,91	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,09	0,12	0,16	0,19	0,21
7	13	1,07	0,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
Левая часть равенства (8)				3126,13				Правая часть				3126,13	

Таблиця 4 – Распределение взвеси в облаке загрязнения ($k = 80$)

80	C_{cp} взвеси в объеме воды, равном исходному					3,857		Количество взвеси в облаке, % от исходного				6,60	
n	2n-1	b	d	$C_{80,n,m}$, мг/дм ³									
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	дно
1	1	2,00	0,00	0,70	1,02	1,41	1,90	2,46	3,08	3,74	4,39	4,95	5,31
2	3	1,33	0,67	0,69	1,00	1,40	1,87	2,43	3,04	3,70	4,34	4,89	5,24
3	5	1,20	0,80	0,64	0,94	1,31	1,75	2,27	2,85	3,46	4,06	4,57	4,90
4	7	1,14	0,86	0,48	0,70	0,98	1,31	1,70	2,13	2,59	3,04	3,42	3,67
5	9	1,11	0,89	0,16	0,23	0,32	0,43	0,56	0,70	0,85	1,00	1,13	1,21
6	11	1,09	0,91	0,03	0,05	0,06	0,09	0,11	0,14	0,17	0,20	0,22	0,24
7	13	1,07	0,92	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03
Левая часть равенства (8)				464,84				Правая часть				464,84	

Заключение

Таким образом, основной действующий фактор при дноуглублении и дампинге грунта - повышенная мутность воды. Поэтому взвешенное вещество, его концентрация, распределение в пространстве, динамика во времени, процесс седиментации и взмучивания со дна могут быть отнесены к категории главных факторов абиотической среды, играющих важную роль в процессах формирования качества вод и биопродуктивности водных объектов.

Разработанная модель неустановившейся турбулентной диффузии взвеси в водной среде позволяет пошагово рассчитать поле ее концентрации в облаке загрязнения в различные моменты времени, прошедшие после сброса. А безразмерный параметр f , входящий в модель, учитывает обмен взвесью в потоке между слоями и ее удаление из водной среды за счет оседания.

При моделировании процесса распространения вещества в плоской постановке задачи погрешность оценки максимальной концентрации вещества и его общего количества в контрольном створе составит не более 5 % при сравнительно небольшом объеме расчетов, если:

при $f=0$ начальное количество колец в пятне загрязнения принять равным 2 - 3; при $f=0,1$ – 3 - 4 и при $f=0,2$ – 4 - 5.

В этом случае ожидаемое количество шагов во времени до контрольного створа равно соответственно 40 - 90, 90 - 160 и 160 - 250.

В пространственной постановке задачи оптимальное количество слоев по глубине, необходимое для расчетов при различных значениях f , составит 2 - 3.

В этом случае ожидаемое количество шагов во времени до контрольного створа равно соответственно 40 - 90.

Литература

1. *Арзуманян Т.Ю.* Екологічні проблеми дампінгу і шляхи їх усунення в Північно-Західному Причорномор'ї // Аграрний вісник Причорномор'я : Збірник наукових праць. – Одеса, 2009. – Вип. 51. – http://www.nbuu.gov.ua/portal/chem_biol/avpch/Sg_T_E_n/2009_51/Statti/Arzumanyan.pdf
2. *Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод.* / Под ред. проф. А.В. Карапушева. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 285 с.
3. *Саарсо М.В., Гончаров А.А.* Об изменении гранулометрического состава взвеси в поле повышенной мутности, образующемся при дампинге грунтов // Итоги исследований в связи со сбросом отходов в море. – М.: Гидрометеоиздат, 1988. – С. 56 - 63.
4. *Юрасов С.Н., Горун В.В.* Математическая модель неустановившейся турбулентной диффузии взвеси в водном потоке / Голов. ред. С.М. Степаненко // Метеорология, климатология та гідрологія : Межвід. наук. збірник України. – Одеса: ТЕС, 2010. – Вип. 51. – С. 189 - 199.

УДК 628.394.17: 546

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ КЕРЧЕНСКОЙ БУХТЫ

Т. М. Авдеева, С. С. Жугайло, А. П. Иванюта, С. Н. Аджиумеров

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮГНИРО)

Представлена динамика содержаний тяжелых металлов в воде и донных отложениях центральной части керченской бухты. Показано, что наименьший класс загрязнения свойственен водной среде в 1995 г. и с 1999 по 2011 гг., в наибольшей степени загрязнена вода в 1993 и 1996 гг., наибольшие величины СПЗ для донных отложений определены в 1998 и 2000 гг. В целом имеет место тенденция снижения уровня загрязнения морской среды тяжелыми металлами.

Ключевые слова: Керченская бухта, тяжелые металлы, индекс качества вод, суммарный показатель загрязнения донных отложений

Введение

Интерес к тяжелым металлам обусловлен их важной ролью в различных геохимических, геологических и биологических процессах, происходящих в Мировом океане. С другой стороны, их избыточное количество оказывает токсическое действие на гидробионтов и, следовательно, негативно влияет на биопродуктивность водоема.

Целью настоящей работы явился анализ многолетней динамики содержания тяжелых металлов в воде и донных отложениях Керченской бухты.

Материал и методика

Настоящая работа основана на результатах экологических съемок Керченской бухты, выполненных в центральной ее части в 1993 - 2011 гг.

Определение тяжелых металлов (ртуть, медь, свинец, кадмий, хром, цинк, железо, марганец) в воде и донных отложениях выполнено в Лаборатории охраны морских экосистем, аттестованной в системе Госстандарта Украины с использованием методов атомно-адсорбционной спектрофотометрии.

С целью оценки качества морской среды рассчитывались индекс качества вод (ИКВ) [2] и суммарный показатель загрязнения (СПЗ) донных отложений по формулам:

$$\text{ИКВ} = \frac{\sum_{n=1}^i (\text{Ci}/\text{ПДК}_i)}{n} \quad \text{и} \quad \text{СПЗ} = \frac{\sum_{n=1}^i (\text{Ci}/\text{Ccp})}{n}.$$

где Ci – фактическое содержание металла в пробе воды (мг/л) или донных отложений, (мг/г сухого вещества, далее мг/г с.в.);

ПДК_i – предельно допустимая концентрация, мг/л;

Ccp – среднее содержание металла за период исследований, мг/г с.в.;

n – число суммируемых веществ.

Результаты и их обсуждение

За рассматриваемый период исследований первое превышение предельно допустимой величины зафиксировано в 1993 г. для железа, содержание которого в воде составило 364 мкг/л или 7,3 ПДК. Начиная с этого времени и до 2001 г., концентрация железа превышала нормативную величину, при этом абсолютный максимум – 16,5 ПДК определен в 1996 г. Далее количество металла снижалось и в 2002 г. достигло минимального значения – 1,77 мкг/л. Период 2003 - 2006 гг. характеризовался достаточно высоким содержанием железа в воде и только в последние годы исследований оно было ниже ПДК (рис. 1, а). Следует отметить, что высокая концентрация железа не представляет значимой опасности, так как железо играет важнейшую биологическую роль особенно в виде органических комплексных соединений.

В отличие от железа ртуть является высоко токсичным металлом, большое ее содержание несет определенную угрозу для экосистемы. В отдельные годы фиксировались повышенные концентрации металла в воде: 1994 г. – 1,2 ПДК, 2002 г. – 2,1 ПДК, 2009 г. – 1,1 ПДК, при этом

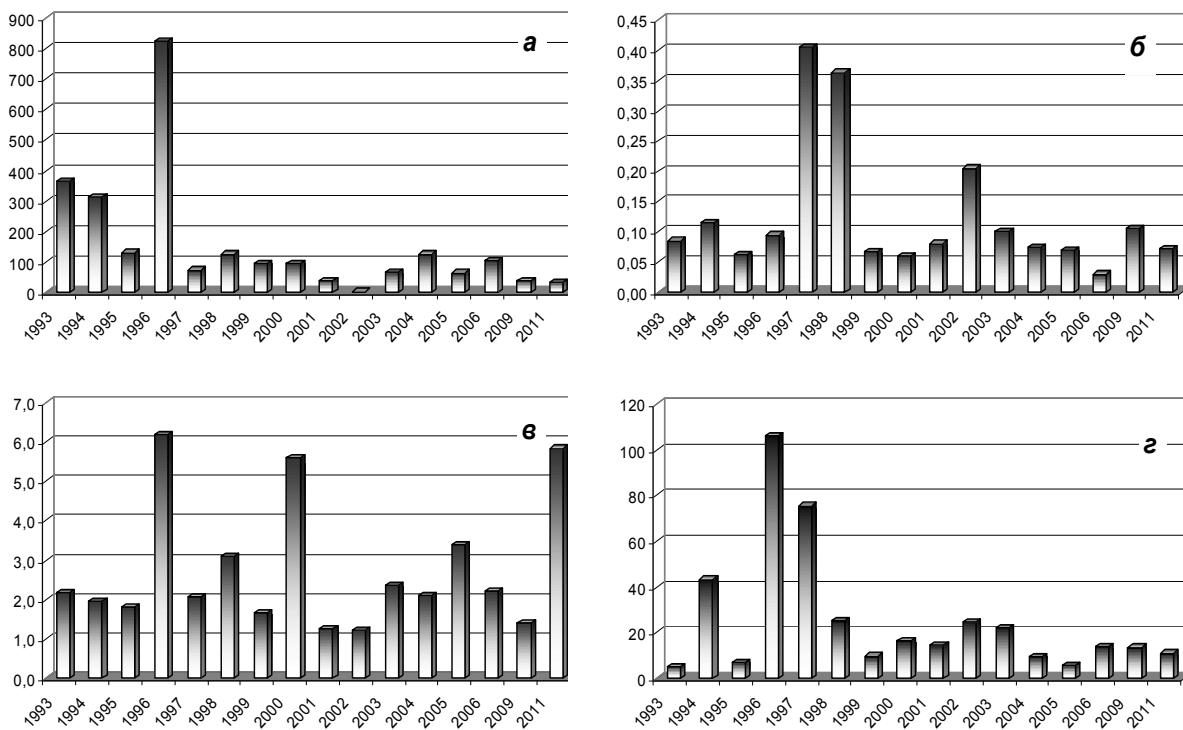


Рисунок 1 – Динамика средних концентраций тяжелых металлов в воде (мкг/л) Керченской бухты в 1993 - 2011 гг.: а – железо, б – ртуть, в – медь, г – цинк

наибольшими они были в 1997 и 1998 гг., превышая нормируемую величину в 4,1 и 3,6 раза, соответственно (рис. 1, б).

На протяжении периода исследований содержание меди превышала нормативную величину в 1996, 2000 и 2011 гг. в 1,1 - 1,2 раза, в остальные годы количество металла было ниже 3 мкг/л (рис. 1, в).

При относительно равномерном содержании цинка воде выделяется три максимума, но только в 1996 и 1997 гг. количество металла в воде составило 2,1 и 1,5 нормы (рис. 1, г).

Для свинца прослеживается четкая тенденция снижения его содержания в воде. Так, наибольшая концентрация металла, составляющая 2,90 мкг/л (ПДК = 10 мкг/л), определена в 1993 г., а наименьшими они были в период 2003 - 2011 гг. – 0,16 - 0,52 мкг/л.

Содержание марганца в водной среде изменялось волнобразно, тем не менее, даже максимальные значения были ниже нормативной величины (50 мкг/л). В 1996 г. и 2002 - 2004 гг. зафиксировано наибольшее количество металла – 19,97 - 26,30 мкг/л, в период с 1997 по 2001 гг. и 2005 - 2011 гг. оно было наименьшим – 3,57 - 5,06 мкг/л.

В течение всего периода исследований кадмий в водной среде определялся в минимальных количествах, составляющих 0,03 - 0,18 мкг/л, что на 2 - 3 порядка ниже предельно допустимой величины (10 мкг/л).

Следует отметить, что в воде рыбохозяйственных водоемов содержание общего хрома не регламентируется, поэтому оценить степень загрязнения Керченской бухты можно путем сравнения со значениями, определяемыми в Азово-Черноморском бассейне. Наибольшая концентрация хрома, равная 10,08 мкг/л, выявлена в водной среде в 1993 г., второй максимум – 5,71 мкг/л наблюдался в 1996 г., и эти величины были высокими для Азово-Черноморского бассейна. В последующие годы содержание хрома было в пределах (0,53 - 2,29 мкг/л), характерных для Азово-Черноморского бассейна.

С целью оценки степени воздействия всех определяемых тяжелых металлов на экосистему Керченской бухты был использован расчетный индекс качества вод (табл. 1).

Согласно классификации [1] наименьший класс загрязнения свойственен водной среде в 1995 г. и с 1999 по 2011 гг., в наибольшей степени загрязнена вода в 1993 и 1996 гг. Следует отметить, что данная классификация несет недостаточное количество информации. Как видно из табл. 1, основной вклад в максимальную величину ИКВ (грязная вода) в 1993 г. вносило железо; в 1996 г. – медь, цинк и железо, в то время как III класс загрязнения (умеренно загрязненная вода) вызван

Таблица 1 – Изменение величины ИКВ Керченской бухты

Год	Величина ИКВ	Класс загрязнения воды	Приоритетные металлы-загрязнители
1993	2,40	V – грязная вода	Fe
1994	1,25	III – умеренно загрязненная	Hg Fe
1995	0,58	II – чистая	Fe
1996	2,67	V – грязная вода	Cu Fe Zn
1997	0,97	III – умеренно загрязненная	Hg Zn Fe
1998	0,94	III – умеренно загрязненная	Hg Fe
1999	0,41	II – чистая	Fe
2000	0,38	II – чистая	Cu Fe
2001	0,74	II – чистая	-
2002	0,48	II – чистая	Hg
2003	0,51	II – чистая	Fe
2004	0,64	II – чистая	Fe
2005	0,42	II – чистая	Fe
2006	0,46	II – чистая	Fe
2009	0,36	II – чистая	Hg
2011	0,41	II – чистая	Cu

больший интерес для оценки химико-токсикологического состояния представляет уровень загрязнения тяжелыми металлами донных отложений.

Анализ многолетней динамики содержания тяжелых металлов в донных отложениях позволил определяемые тяжелые металлы условно разбить на две группы.

К первой группе можно отнести ртуть, железо, кадмий. Относительно высокий уровень загрязнения донных отложений этими металлами определен в начальный период исследований – с 1998 по 2000 гг., в последующие годы их количество либо резко снижалось до минимальной величины, либо снижение было не так ярко выражено, как, например, для железа (рис. 2, а), но их содержание с 2000 г. характеризовалось более низкими значениями и относительной стабильностью, как, например, кадмия.

Ко второй группе можно отнести медь, свинец, цинк, хром и марганец. Особенность этих элементов является значительная вариабельность их количеств на протяжении всего периода исследований. При этом следует отметить, что наблюдаемые концентрации тяжелых металлов в донных отложениях Керченской бухты входили в диапазон, характерный для Азово-Черноморского бассейна [1, 3, 4]. Что касается тенденций уровня загрязнения донных отложений тяжелыми

высоко токсичным металлом – ртутью. Тем не менее, данная информация дает возможность показать, что имеет место тенденция снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами водной среды центральной части Керченской бухты.

В связи с тем, что микро- и макроэлементный состав водной среды быстро изменяется во времени и пространстве,

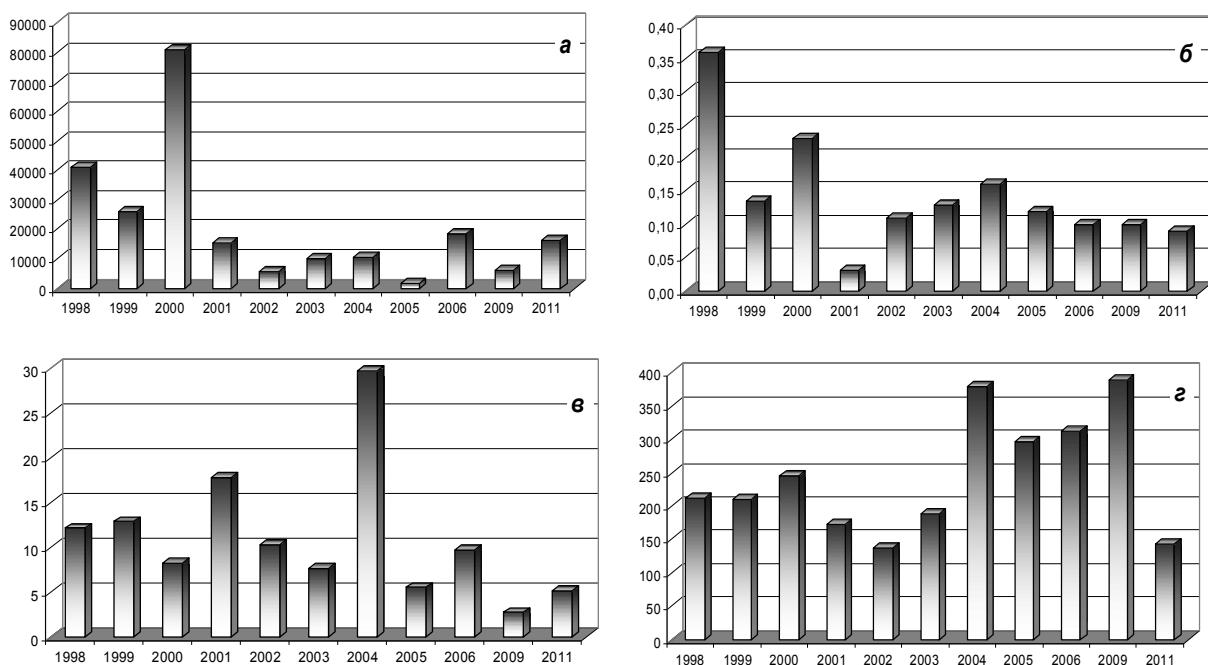


Рисунок 2 – Динамика средних концентраций тяжелых металлов в донных отложениях (мкг/г с.в.) Керченской бухты в 1993 - 2011 гг.: а – железа, б – кадмия, в – свинца, г – марганца

металлами второй группы, то здесь однозначной картины не наблюдается. Так, например, для последних лет отмечено снижение степени загрязнения донных отложений свинцом, а для марганца – увеличения (рис. 2).

Для выявления тенденции уровня загрязнения донных отложений определяемыми тяжелыми металлами рассчитан суммарный показатель загрязнения (СПЗ). В связи с отсутствием нормативов в Украине по содержанию тяжелых металлов в донных отложениях в качестве нормативных были использованы средние концентрации за период исследований. Наибольшие величины СПЗ, также как и ИКВ, определены в 1998 и 2000 гг. (табл. 2). Высокие значения суммарного показателя загрязнения в 1998 г. обусловлены повышенными в сравнении со среднемноголетними концентрациями меди, железа, свинца, кадмия, цинка и хрома, в 2000 г. – ртути, железа, кадмия и марганца.

Таблица 2 – Динамика величин суммарного показателя загрязнения донных отложений Керченской бухты

Год	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2011
Величина СПЗ	1,66	0,99	1,53	0,87	0,66	0,87	1,12	0,72	1,08	0,87	0,79

Анализ динамики величин СПЗ показал, что в целом имеет место тенденция незначительного снижения степени загрязнения тяжелыми металлами донных отложений исследуемой акватории.

Выводы

Наибольший уровень загрязнения тяжелыми металлами водной среды и донных отложений центральной части Керченской бухты определен в 1998 и 2000 гг. В результате анализа динамики индекса качества вод и суммарного показателя загрязнения отмечена тенденция снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами морской среды исследуемой акватории. Содержание тяжелых металлов в водной среде и донных отложениях центральной части Керченской бухты входило в пределы, характерные для Азово-Черноморского бассейна, за исключением 1996 г., когда зафиксировано аномально высокая концентрация железа и хрома в воде.

Литература

1. Авдеева Т.М., Петренко О.А., Жугайло С.С., Шепелева С.М. Экологотоксикологические предпосылки нормирования загрязняющих веществ в морской среде (на примере юго-западной части Азовского моря) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа : сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2009. – № 18. – С. 10 - 18.
2. Мандыч А.Ф., Шапоренко С.И. Прибрежные воды - индикатор хозяйственной деятельности на побережье Черного моря // Природа. – 1992. – № 6. – С. 17 - 24.
3. Петренко О.А., Авдеева Т.М., Литвиненко Н.М., Заремба Н.Е., Жугайло С.С. Трансформация современного состояния экосистемы западной части Азовского моря за период 1996 - 2004 гг. // Системы контроля окружающей среды : сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2005. – С. 313 - 319.
4. Петренко О.А., Троценко Б.Г., Жугайло С.С., Авдеева Т.М. Результаты современных мониторинговых исследований загрязненности вод и донных отложений северной части Черного моря // Системы контроля окружающей среды : сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Севастополь, 2007. – С. 199 - 206.

УДК 628.193:665.61:551.35(262.5+262.54)

**ДИНАМИКА НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ
И ПРИБРЕЖНЫХ НАНОСОВ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА ПОСЛЕ
АВАРИЙНОГО РАЗЛИТИЯ МАЗУТА В НОЯБРЕ 2007 Г.**

Е. А. Тихонова, Е. В. Гусева

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

На основе новых экспедиционных данных продолжено исследование динамики содержания хлороформ-экстрагируемых веществ и нефтяных углеводородов в донных осадках и прибрежных наносах Керченского пролива после аварии судов в ноябре 2007 г. в период с 2007 по 2010 г. в сравнение с доаварийными показателями. На основе совокупных материалов сделан вывод о последствиях аварии для экологического состояния Керченского пролива.

Ключевые слова: донные осадки, прибрежные наносы, нефтяные углеводороды, хлороформ-экстрагируемые вещества, Керченский пролив

Аварийные разливы являются одним из источников поступления нефтепродуктов в море. 11 ноября 2007 г. во время сильного шторма в Керченском проливе потерпели аварию несколько судов, в том числе танкер «Волгонефть-139», в результате чего в пролив попало около 1300 т мазута [2]. Значительная часть пролитого нефтепродукта в силу температуры застывания [1] в пределах осенних температур морской воды в Керченском проливе и резкого штормового ветра не смешалась с морской водой и не осела на дно, а была выброшена на северо-западный берег Керченского полуострова.

За время, прошедшее со дня аварии, было отобрано 110 проб донных осадков и 6 проб береговых наносов. Первые отбирались с борта НИС дночерпательем Петерсена с площадью захвата 0,038 м² в двух повторностях. Пробы прибрежных наносов отбирали ручным дночерпательем или вручную шпателем с рассчитанной поверхности на линии уреза.

Содержание хлороформ-экстрагируемых веществ определяли весовым методом, нефтяных углеводородов – методом инфракрасной спектрометрии.

Целью данной работы было проследить долговременные изменения в содержании хлороформ-экстрагируемых веществ (ХЭВ) и нефтяных углеводородов (НУ) в донных осадках и прибрежных наносах Керченского пролива.

Для сравнения возможного влияния аварии танкера на экологическое состояние донных осадков Керченского пролива последний был условно разбит на 3 района – причерноморский (I), собственно пролив (II) и приазовский (III) (рис. 1). Авария танкера произошла у западной оконечности о. Тузла, в центральной части II района.

Донные осадки на большинстве станций в Керченском проливе представлены серыми или темно-серыми илами (часто с примесью ракуши или песка) с выраженным поверхностным окисленным слоем толщиной 3 - 5 мм. Подобный тип донных осадков включает в себя достаточно большое количество мелких частиц, что способствует накоплению органического вещества, в частности, нефтепродуктов. Прибрежные наносы, напротив, сложены из песков и/или осколков ракушняка, что, напротив, препятствует накоплению органики. Однако после шторма прибрежные наносы были перемешаны с выброшенными водорослями (рис. 2), что повысило в них дет-



Рисунок 1 – Схема районирования Керченского пролива



Рисунок 2 – Выброшенные водоросли на прибрежных наносах (фото декабря 2007 г.)

ритную составляющую, и, соответственно, способность к накоплению органики, в том числе, нефтяной.

Количество ХЭВ в донных осадках Керченского пролива за исследованный период изменялось от 0,7 мг/100 г в песках, отобранных в 2009 г. до 186 мг/100 г в илах 2010 г. Сразу после разлия мазута, в 2007 г., на некоторых станциях было зафиксировано довольно высокое содержание ХЭВ в донных осадках, тем не менее, полученные значения не превышали ранее зафиксированных и характерных для исследуемого района (для ракушняков – 20 мг/100 г, для пелитовых илов – до 230 мг/100 г [3]). На 65 % обследованных станций концентрация в донных осадках НУ составляла менее 5 мг/100 г. Такие значения можно считать следовыми. На остальных станциях уровень нефтяного загрязнения не превышал величин, характерных для чистых и слабозагрязненных акваторий Черного моря. На рис. 3 представлены усредненные данные за период иссле-

дования по содержанию ХЭВ и НУ в донных осадках. Величина ошибки средней арифметической для основной массы данных свидетельствует о достаточной репрезентативности выборки.

Четырехлетние наблюдения за динамикой содержания ХЭВ и НУ в донных осадках Керченского пролива показывают, что во всех трех районах концентрации указанных веществ с течением времени снижаются. Наиболее явно эта тенденция, обозначенная линиями трендов

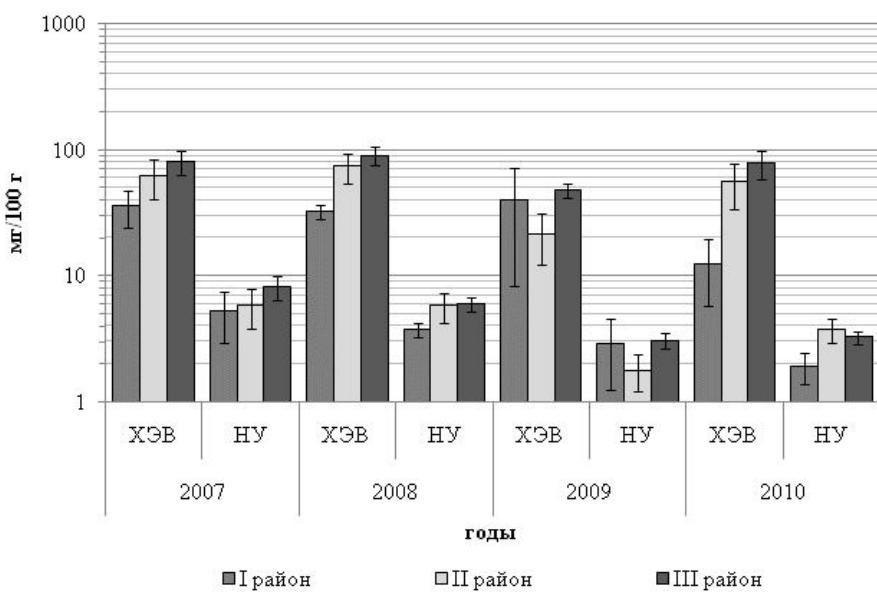


Рисунок 3 – Средние концентрации ХЭВ и НУ в донных осадках Керченского пролива в 2007 - 2010 гг.

на рис. 4, проявляется для уровней НУ в донных осадках причерноморского и приазовского районов (коэффициент достоверности аппроксимации близок к 1).

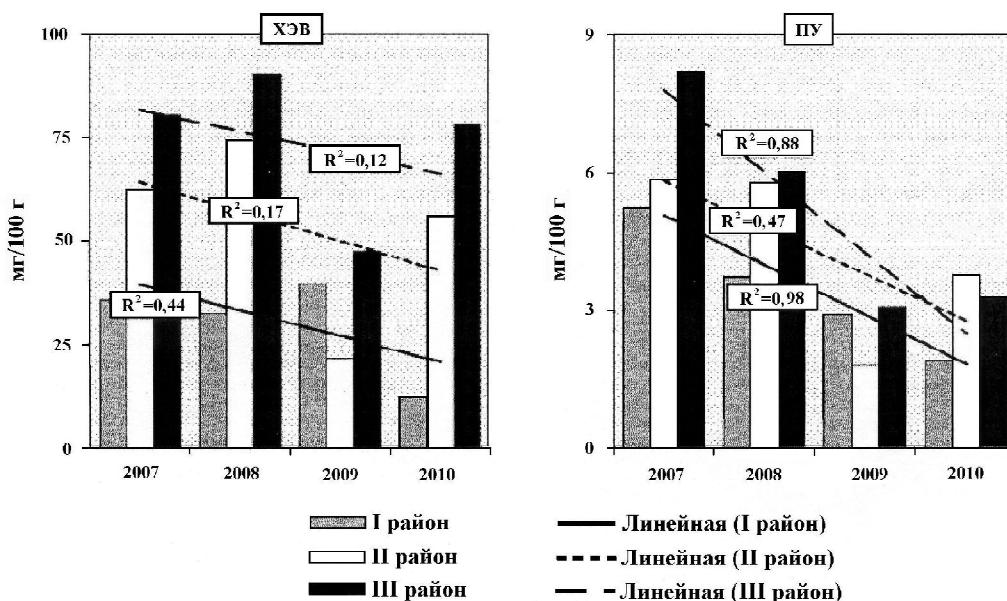


Рисунок 4 – Изменение концентраций ХЭВ и НУ в донных осадках разных районов Керченского пролива в период 2007 - 2010 гг.

Менее явно снижение концентраций и ХЭВ, и НУ прослеживается собственно в Керченском проливе, где (см. рис. 1) и произошла авария, хотя средние показатели ниже, чем в приазовском районе. Это объясняется тем, что донные осадки II района представлены песками и мелкой ракушкой, а на выходе из пролива в сторону Азовского моря морские грунты сильнее заилены, и дольше сохраняют загрязняющие вещества.

Распределение ХЭВ и НУ в донных осадках исследуемой акватории явно подчиняется единой логике (таблица): чем больше глубина залегания и меньше заиленность грунтов, тем ниже концентрация в них вышеуказанных веществ.

Средние показатели ХЭВ и НУ в донных осадках Керченского пролива в 2007–2010 гг. по районам

Концентрация, мг/100 г сух. д. о.	I район	II район	III район
ХЭВ	30,2	53,7	74,1
НУ	3,4	4,3	5,1

Чтобы более полно оценить последствия аварии танкера, необходимо привести характеристику современного состояния прибрежных наносов Керченского пролива в местах, куда ветром была снесена основная масса мазута. Береговые наносы содержат, кроме неорганического материала, от структурных характеристик которого зависит накопление органического вещества, в том числе, нефтяных углеводородов [4], массу выброшенных водорослей. После аварии сотрудниками соответствующих госслужб и активистами экологических движений выброшенные штормом водоросли, покрытые сгустками мазута, убирались с уреза воды. К сожалению, не везде они были своевременно убраны, и, в результате естественных процессов, смешались с прибрежными наносами, соответственно «обогатив» последние продуктами своего распада. И, если в большинстве проб прибрежных наносов, собранных в северо-западной части Керченского пролива на контрольных станциях (городская набережная г. Керчь, вблизи п. Героевского и около завода железобетонных изделий им. Войкова) содержание исследуемых веществ не превышало для ХЭВ – 29,9 мг, для НУ – 5,4 мг на 100 г сухого донного осадка (что характерно для относительно чистых и/или слабо загрязненных донных осадков в используемых акваториях Черного моря), в пробах с территории пляжа пансионата «Киев» (наиболее пострадавшая от разлива нефтепродуктов береговая полоса) в 2009 г. были отмечены концентрации ХЭВ – 186 и 203 мг/100 г сух. д.о., и НУ 8,6 и 21,6 мг/100 г сух. д.о., хотя отбор проб проводили на линии уреза, вне скоплений мазута, собранного на берегу дальние зоны прибоя. Эти данные могут свидетельствовать о том, что накопление нефти и нефтепродуктов в прибрежных наносах продолжается, и источник этой нефти, возможно, не морская вода, а сток дождевой воды, проходящий через загрязненные мазутом водоросли, расположенные выше уреза воды.

Таким образом, вследствие аварии танкера в 2007 г. донные осадки Керченского практически не пострадали, - концентрации ХЭВ и НУ на месте аварии были и остаются ниже, чем на выходе в Азовское море и характерными для данного района.

В течение 4 лет наблюдается тенденция снижения уровней как ХЭВ, так и НУ в донных осадках. Наиболее активно уменьшаются концентрации НУ в причерноморском и приазовском районах Керченского пролива, а преобразование ХЭВ – в причерноморском районе.

Загрязнение прибрежных наносов Керченского пролива произошло в результате сильного штормового ветра, поэтому распределено оно неравномерно. В местах, наиболее пострадавших от выброса мазута (пансионат «Киев»), уровень загрязнения береговой полосы нефтепродуктами до настоящего времени выше, чем был до аварии.

Литература

1. ГОСТ 10585-99. Топливо нефтяное. Мазут. Технические условия.
2. Еремеев В.Н., Миронов О.Г., Алеков С.В., Бурдиян Н.В. и др. Предварительные результаты оценки нефтяного загрязнения Керченского пролива после аварии танкера «Волгонефть-139» 11 ноября 2007 г. // Морской экологический журнал. – 2008. – Т. VII, № 3. – С. 15 - 24.
3. Миронов О.Г. Санитарно-биологическая характеристика Азовского моря // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 1. – С. 61 - 67.
4. Миронов О.Г., Гапонюк Т.О., Муравьева И.П., Замыслова Т.Н. Нефтяное загрязнение морских прибрежных наносов // Морской экологический журнал – 2004. – Т. 3, № 1. – С. 73 - 78.

**ВЛИЯНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ
НА ВИДОВУЮ СТРУКТУРУ СООБЩЕСТВ И ПАРАМЕТРЫ ПОПУЛЯЦИЙ
ГЕЛЬМИНТОВ РЫБ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА**

А. В. Гаевская, Е. В. Дмитриева, Т. А. Полякова, Н. В. Пронькина, М. П. Попюк

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

*Выявлены изменения популяционных характеристик гельминтов рыб Керченского пролива, произошедшие после загрязнения акватории нефтепродуктами в результате аварии судов 11 ноября 2007 г. Сразу же после аварии наблюдалось значительное сокращение численности эктопаразитов (моногеней) – *Gyrodactylus alviga* и *Axine belones*, паразитирующих у пелагических рыб. К весне 2010 г. обилие этих гельминтов восстановилось за счет их заноса с мигрирующими хозяевами. Более пролонгированное и существенное изменение численности выявлено у гельминтов, в чьих жизненных циклах участвуют обитатели придонных слоев и дна. В их числе моногенея *Squalonchocotyle pontica*, цестоды *Progrillotia louiseuzeti* и *Caulobothrium sp. 1*, скребень *Telosentis exiguius* и личинки нематод сем. *Acuariidae*, снижение численности которых в окончательных и промежуточных хозяевах более существенно проявилось к 2010 г. Обсуждаются причины подобного явления; показана перспективность использования эколого-паразитологического метода для оценки состояния водоемов.*

Ключевые слова: Керченский пролив, нефтяное загрязнение, гельминты, численность, популяция, рыбы

Среди различных гидробиологических методов оценки состояния водоемов существенное место занимает эколого-паразитологический метод. Паразиты, находящиеся под влиянием факторов внешней среды и организма хозяина, могут служить хорошим индикатором не только качества среды, но и состояния собственно биоты. Высокая численность, довольно короткие жизненные циклы, быстрая смена генераций, большое разнообразие адаптивных механизмов передачи инвазионного начала, использование в качестве хозяев представителей разных экологических групп, включенных в разнообразные паразитарные системы, – все это делает паразитов крайне чувствительными к изменениям экологических условий и надежными индикаторами воздействия загрязнителей на морские сообщества [9 - 12].

Во время шторма 11 ноября 2007 г. в воду Керченского пролива попало, по разным оценкам, около 1,3 - 1,6 тыс. т нефтепродуктов. Согласно модельным расчетам [8], в течение четырех суток после катастрофы значительная часть акватории Керченского пролива и Азовского предпроливья были в зоне мазутного пятна, большая часть которого была выброшена на берег и утилизирована. Однако, как показали исследования 2008-го года, часть мазута аккумулировалась и опустилась на дно [3].

Паразиты способны накапливать загрязняющие вещества, содержащиеся в окружающей среде в значительных количествах [4].

Паразитологическая ситуация в районе Керченского пролива исследовалась в мае - июне 2007 г., 21 - 24 ноября 2007 г., в мае - июне 2008, 2009 и 2010 гг. Методом полного гельминтологического вскрытия обследовано 676 экз. рыб 29 видов, обитающих как в прибрежных биоценозах, так и совершающих значительные миграции. Из общего числа обнаруженных гельминтов для анализа использованы 29 видов, относящихся к Monogenea, Cestoda, Nematoda и Acanthocephala, различающихся по сложности жизненных циклов и степени контакта с внешней средой, и заражающие как донных, так и пелагических гидробионтов.

Эктопаразиты, непосредственно контактирующие с внешней средой, представлены моногенями. У исследованных рыб найдено 10 видов моногеней (табл. 1). Сразу после аварии (ноябрь 2007 г.) была отмечена массовая гибель моногеней *Gyrodactylus alviga*, паразитирующих на коже мерланга. Будучи эктопаразитами, обитающими на поверхности тела рыб, гиродактилюсы непосредственно контактируют с внешней средой, а потому попавшие в воду и оседающие на все поверхности нефтепродукты могли нанести им непосредственный вред. Кроме того, эти черви питаются слизью на коже рыб, которая является хорошим абсорбентом и, следовательно, нефтепродукты могли попасть в организм червей вместе с абсорбировавшей их слизью. Зарегистрированная гибель микроскопических червей может свидетельствовать о том, что и другие представители микрофлоры могли пострадать, но факт их массовой гибели при подобных обстоятельствах зафиксировать довольно сложно.

Видовой состав моногеней, выявленных на обследованных видах рыб в один и тот же период в мае - июне 2007 (до шторма) и после него в 2008 и 2010 гг., не изменился (табл. 1). Среди моногеней, найденных за все 3 года исследований, наиболее интересно изменение численности 2 видов, выборки хозяев которых были репрезентативны: *Axine belones* – паразит саргана и

Таблица 1 – Показатели численности моногеней у рыб в Керченском проливе в весенне - летний период 2007, 2008 и 2010 гг.

Вид паразита	Вид хозяина	ЭИ*			ИИ			ИО		
		2007	2008	2010	2007	2008	2010	2007	2008	2010
<i>Ligophorus vanbenedeni</i>	<i>Liza aurata</i>	2 из 2	–	73	5-12	–	5-348	8,5	–	24
<i>L. szidati</i>		2 из 2	–	54	3-5	–	2-152	4	–	9,8
<i>L. mediterraneus</i>	<i>Mugil cephalus</i>	1 из 1	1 из 1	66	300	2	2	–	–	1,3
<i>L. cephalis</i>		1 из 1	1 из 1	33	400	2	1	–	–	0,3
<i>Polyclithrum ponticum</i>		1 из 1	1 из 1	0	5	4	0	–	–	0
<i>Gyrodactylus mugilis</i>		1 из 1	0	0	2	0	0	–	–	0
<i>L. llewellyni</i>	<i>Liza haematocheilus</i>	0	100	0	0	22-24	0	0	23	0
<i>L. pilengas</i>		1 из 1	100	100	18	4-24	46-62	–	16	54
<i>Gyrodactylus mugilis</i>		0	33	0	0	216	0	–	–	–
<i>Axine belones</i>	<i>Belone belone</i>	36	46	56	1-30	1-2	1-11	2,5	0,7	3
<i>Squalonchocotyle pontica</i>	<i>Dasyatis pastinaca</i>	30	33	0	12-55	20	0	7	2	0

*ЭИ – экстенсивность инвазии, % зараженных рыб в пробе; ИИ – интенсивность инвазии, количество паразитов на одну зараженную рыбу и ИО – количество паразитов на одну рыбку в пробе, экз./особь.

Squalonchocotyle pontica – паразит морского кота. Численность первого вида через полгода после аварии достоверно упала почти в 5 раз (рис. 1). Обитая на жабрах рыб, этот паразит непосредственно контактирует с окружающей средой, а потому попавшие в воду нефтепродукты могли привести к элиминации части его популяции. Однако в 2010 г. плотность популяции гельминта восстановилась и сопоставима с данными, полученными до аварии. Хозяин *A. belones* – сарган – совершает довольно протяженные миграции и, очевидно, численность паразита восстановилась в результате контакта с непострадавшей частью популяции.

Индекс обилия другого анализируемого вида *S. pontica* в 2008 г. уменьшился, а в 2010 г. мы его вообще не нашли (рис. 2). Возможно, уменьшение его численности связано с оставшимся загрязнением грунтов нефтепродуктами, так как его хозяин – морской кот ведет донный образ жизни и закапывается в грунт, так что частички мазута могут проникать и под жаберные крышки

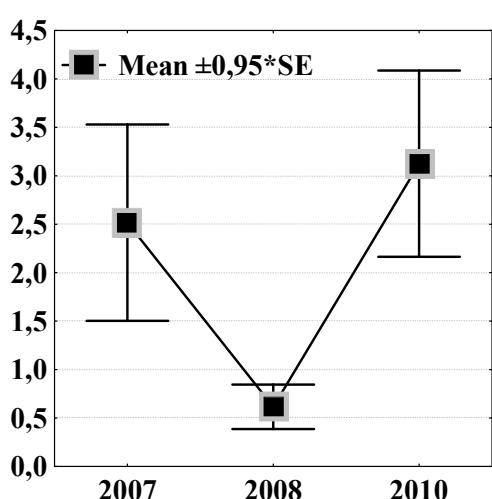


Рисунок 1 – Индекс обилия моногенеи *Axine belones*, паразитирующей на *Belone belone* в Керченском проливе в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

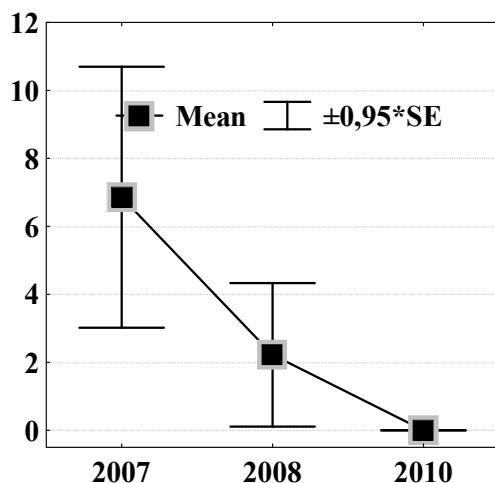


Рисунок 2 – Индекс обилия моногенеи *Squalonchocotyle pontica*, паразитирующей у *Dasyatis pastinaca* в Керченском проливе в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

ки и оказывать влияние на обитающих там моногеней. Однако это предположение требует дальнейшей проверки.

Эндопаразиты представлены в нашем исследовании цестодами, скребнями и нематодами, имеющими сложные циклы развития и паразитирующими на разных стадиях своего жизненного цикла в представителях разных таксонов и экологических групп рыб. Начнем с обсуждения материала по цестодам.

У 7 из исследованных видов рыб найдено 11 видов цестод (табл. 2).

В мае - июне 2007 г. в этом районе впервые отмечены высокие показатели зараженности барабули *Mullus barbatus* личинками цестоды *Progrillotia louiseuzeti*, локализующимися в желчном пузыре рыб (табл. 2). Заметим, что мы исследовали около 1000 экз. барабули из разных районов Черного моря – от Каркинитского залива на западе до Керченского пролива на востоке, но *P. louiseuzeti* обнаружена только у рыб восточного побережья Крыма. После экологической катастрофы 2007 г. (2008 и 2010 гг.) наблюдается уменьшение численности этой цестоды у барабули (табл. 2). Индекс обилия в 2010 г. был в 30 раз меньше, чем в 2007 г. до аварии (рис. 3, А). Синхронное уменьшение численности *P. louiseuzeti* выявлено и в окончательном хозяине паразита – скате-морском коте *D. pastinaca* (табл. 2). К 2010 г. индекс обилия уменьшился в 70 раз (рис. 3, Б).

Таким образом, встречаемость цестоды *P. louiseuzeti* у барабули и питающегося ею морского кота в Керченском проливе существенно снизилась по сравнению с периодом до аварии 2007 г. Отсюда можно предположить, что уменьшился источник инвазии барабули, что может быть связано либо с меньшей зараженностью первого промежуточного хозяина гельминта – копеподы (вид, через который реализуется жизненный цикл этой цестоды в Азово-Черноморском регионе, не известен), либо с сокращением ее численности. Поскольку расселительная стадия цестод – яйцо довольно хорошо защищено от негативного воздействия окружающей среды, то наиболее вероятным фактором является снижение численности самого первого промежуточного хозяина. В результате доля этого вида в пищевом рационе второго промежуточного хозяина (барабули) сократилась, что повлекло за собой уменьшение зараженности второго промежуточного и окончательного хозяев (рис. 3).

Аналогичные результаты получены и для цестод рода *Caulobothrium*, также паразитирующими у морского кота *D. pastinaca*. После ноябрьского шторма 2007 г. зараженность ската этими цестодами существенно уменьшилась (табл. 2). Так, интенсивность инвазии в 2010 г. по сравнению с 2007 г. уменьшилась в 38 раз, а индекс обилия – в 39 (рис. 4).

Известно, что жизненные циклы цестод этого рода реализуются с участием моллюсков – первых промежуточных хозяев. *D. pastinaca* питается ракообразными, моллюсками и мелкой

Таблица 2 – Показатели численности цестод у рыб в Керченском проливе в весенне - летний период 2007, 2008 и 2010 гг.

Вид цестод	Вид хозяина	2007 г.			2008 г.			2010 г.		
		ЭИ*	ИИ	ИО	ЭИ	ИИ	ИО	ЭИ	ИИ	ИО
<i>Progrillotia louiseuzeti</i> l.	<i>Mullus barbatus</i>	50	1-2	3	38	1-14	2	7	1	0,1
	<i>Solea nasuta</i>	1 из 3	8	0,2	1 из 3	110	0	–**	–	–
	<i>Atherina boyeri</i>	13	1-2	0,2	0	00	0	0	0	0
	<i>Scorpaena porcus</i>	0	0	0	50	1-2	1	–	–	–
	<i>Belone belone</i>	2,3	2	0,1	0	0	0	0	0	0
<i>Scolex pleuronectis</i> l.	<i>S. nasuta</i>	1 из 3	6		0	0	0	–	–	–
	<i>Trachurus mediterraneus</i>	9	2-3	0,1	5	1	0,1	4	1-2	0,1
	<i>B. belone</i>	2,3	4	0,1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhinebothrium walga</i>		29	1-2	0,4	44	1-63	7,2	71	1-27	7,4
<i>Cairanthon ruhnei</i> n. sp.		29	1-3	0,6	22	1-4	0,6	14	1	0,1
<i>C. healyae</i> n. sp.		0	0	0	22	1-6	0,8	0	0	0
<i>Phyllobothrium</i> sp. 1		29	1-21	2,3	22	1	0,2	0	0	0
<i>P. auricula</i>		0	0	0	22	1-17	2	0	0	0
<i>Acanthobothrium</i> sp. 1		0	0	0	22	1-168	19	0	0	0
<i>A. crassicolle</i>		14	1-2	0,2	22	1-7	1	14	6	1
<i>A. dujardini</i>		0	0	0	11	13	1,4	0	0	0
<i>Rabdotobothrium</i> sp. 1		0	0	0	22	4-13	2	0	0	0
<i>Caulobothrium</i> sp. 1		57	8-7026	580	89	16-332	118	57	2-82	15
<i>P. louiseuzeti</i>		79	2-14	7	78	1-21	4	14	1	0,1
<i>Dolffusiella spinifer</i>		0	0	0	56	3-42	9	0	0	0

* – Обозначения как в табл. 1; ** – виды рыб не исследованы.

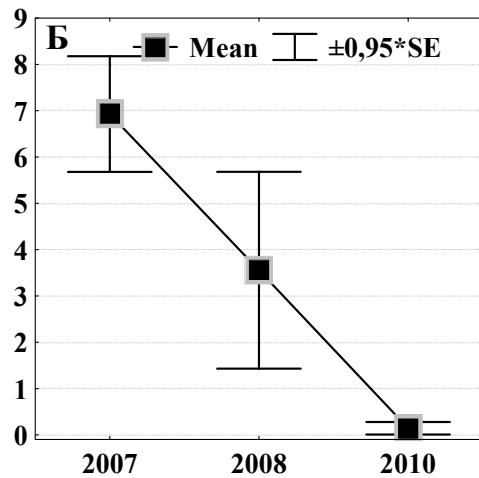
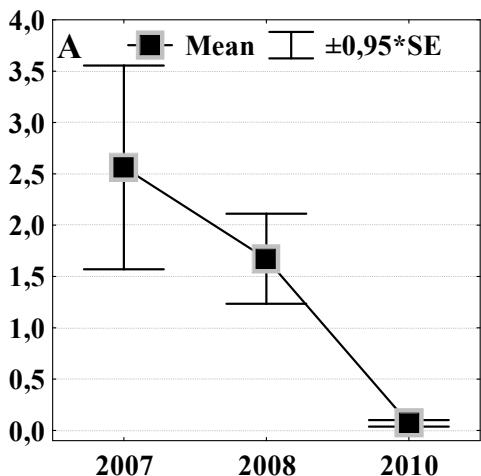


Рисунок 3 – Индекс обилия личинки *Progrillotia louiseuzeti* у *Mullus barbatus* (А) и *Dasyatis pastinaca* (Б) в районе Керченского пролива в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

рыбой, но поскольку циклы развития цестод черноморских хрящевых рыб в настоящее время не изучены, то остается только предположить, что жизненный цикл цестод рода *Caulobothrium* в Черном море может быть либо двух-, либо трехсенным. В первом случае инвазионное начало передается к окончательному хозяину – скату непосредственно от моллюсков, во втором – через дополнительных хозяев – рыб-бентофагов. В любом случае, поскольку расселительная стадия цестод - яйцо хорошо защищено от воздействия окружающей среды, уменьшение зараженности окончательного хозяина связано с сокращением плотности популяции либо первых (моллюски), либо вторых (донные рыбы) промежуточных хозяев. Обе группы хозяев тесно связаны с дном, загрязнение которого мазутом в этом районе наблюдалось и в 2008 г. К тому же, в 2008 г. здесь зарегистрировано снижение общей биомассы зообентоса, прежде всего, за счет двустворчатых моллюсков [3].

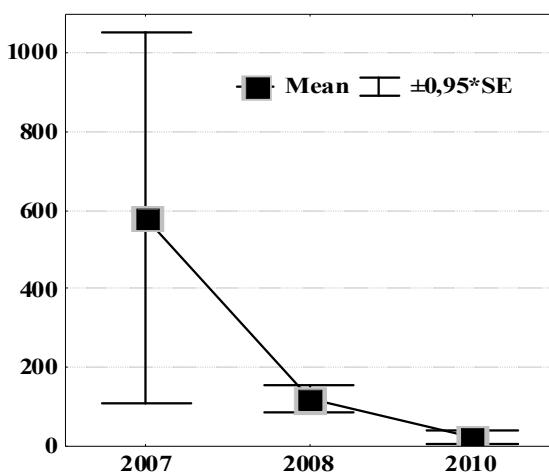


Рисунок 4 – Индекс обилия цестод рода *Caulobothrium* у ската *Dasyatis pastinaca* в районе Керченского пролива в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

Таким образом, наблюдаемое после экологической катастрофы ноября 2007 г. снижение численности *P. louiseuzeti* в районе Керченского пролива как во втором промежуточном (*M. barbatus*), так и в окончательном (*D. pastinaca*) хозяевах, а также цестод рода *Caulobothrium* в окончательном хозяине (*D. pastinaca*), скорее всего, связано с уменьшением плотности популяций первых промежуточных хозяев (copepod и моллюски), принимающих участие в реализации жизненных циклов этих гельминтов.

Анализ весенне - летних данных по зараженности рыб акватории Керченского пролива представителем другой таксономической группы эндопаразитов – скребнем *T. exiguum* до (2007 г.) и после (2008 и 2010 гг.) экологической катастрофы выявил уменьшение индекса обилия этого гельминта к 2010 г. в 2 раза (рис. 5). В качестве промежуточных хозяев скребня в Черном море выступают 4 вида гаммарид: *Gammarus aequicauda*, *G. insensibilis* (Gammaridae), *Apherusa bispinosa* (Calliopeidae), *Erichthonius difformis* (Corophiidae) [1, 5 - 7]. Циркуляция же *T. exiguum* в экосистеме обеспечивается главным образом за счет пелагических рыб, а основным окончательным хозяином этого скребня в Черном море, по нашим данным, является *Atherina boyeri*.

Таким образом, в реализации жизненного цикла *T. exiguum* участвуют самые разные первые

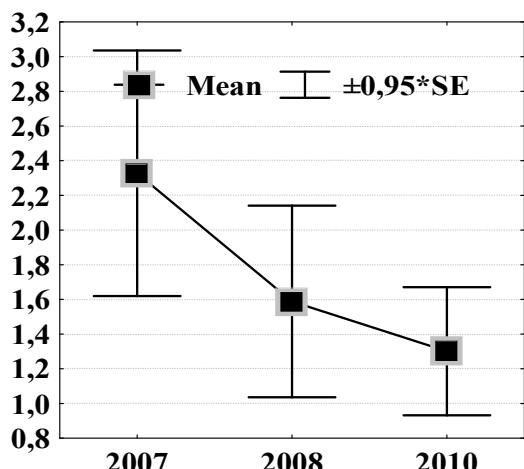


Рисунок 5 – Индекс обилия скребня *Telosentis exiguum* у рыб в районе Керченского пролива в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

промежуточные хозяева, обитающие в биоценозах с разнообразными экологическими условиями (соленость, глубины, температура и т.д.), а также широкий круг вторых промежуточных и окончательных хозяев – рыб, что и обеспечивает широкое распространение этого вида. Уменьшение его численности в данном районе является довольно показательным фактом и наиболее вероятно связано с уменьшением плотности популяции гаммарид в районе Керченского пролива и сокращением их доли в спектре питания рыб.

В районе Керченского пролива у исследованных рыб найдено 7 видов нематод (табл. 3). Несмотря на то, что в результате загрязнения нефтепродуктами прибрежной полосы Керченского пролива погибло большое количество околоводных птиц, сравнение данных 2007, 2008 и 2010 гг. по зараженности рыб личинками 3-х видов нематод (*Contracaecum rudolphii*, *C. microcephalum* и *Paracuaria adunca*), которые заканчивают свое развитие в птицах, выявило достоверное уменьшение численности только одного из них – *P. adunca*. Для этой нематоды рыбы являются паразитическими хозяевами, а их жизненный цикл реализуется, главным образом, через амфипод и мизид и, соответственно, через пластинчатоклювых околоводных птиц. В свою очередь, рыбы также получают этих личинок через зараженных ракообразных, а уже от них могут заражаться и рыбоядные птицы. Таким образом, жизненный цикл этой нематоды может реализовываться по двум сценариям: двух- и трехкденному пути. Ракообразные, выполняющие роль промежуточных хозяев для акуариидных нематод, в большинстве своем ведут придонный образ жизни или зарываются в грунт (часть мизид живет и в толще воды, однако, какие из них виды участвуют в жизненном цикле *P. adunca* в Черном море, не известно). Очевидно, уменьшение зараженности рыб этой нематодой определяется сокращением численности именно первого промежуточного хозяина, который, вероятнее всего, ведет придонный образ жизни. Это согласуется с данными,

Таблица 3 – Показатели численности нематод у рыб в Керченском проливе в весенне - летний период 2007, 2008 и 2010 гг.

Вид паразита	Вид хозяина	ЭИ*			ИИ		
		2007	2008	2010	2007	2008	2010
<i>Contracaecum rudolphii</i> l.	<i>Atherina boyeri</i>	0	0	1	0	0	1
	<i>Belone belone</i>	0	0	0	0	0	0
	<i>Neogobius melanostomus</i>	0	1 из 8	–**	0	1	–
<i>C. microcephalum</i> l.	<i>Solea nasuta</i>	0	1 из 2	–	0	3	–
	<i>B. belone</i>	6	15	25	1	2	1,25
	<i>Atherina boyeri</i>	35	0	91	2	0	3
	<i>Mullus barbatus</i>	12	13	50	3,5	3,7	1,7
	<i>N. melanostomus</i>	1 из 3	0	–	2	0	–
	<i>A. hepsetus</i>	3 из 7	–	–	2-4	–	–
	<i>Syngnathus typhle</i>	9	0	–	1	0	–
	<i>Trachinus draco</i>	–	1 из 2	–	–	2	–
	<i>N. melanostomus</i>	0	1 из 8	–	0	1	–
<i>Hysterothylacium aduncum</i>	<i>T. draco</i>	–	2 из 2	–	–	3	–
	<i>Alosa maeotica</i>	3 из 9	–	69	1-2	–	47
	<i>M. barbatus</i>	12	7	0	1	1,25	0
	<i>S. nasuta</i>	1 из 3	0	–	1	0	–
	<i>B. belone</i>	6	8	69	1,5	4	10
	<i>Trachurus mediterraneus</i>	95	90	90	9	5	10
	<i>Hippocampus hippocampus</i>	6	9	–	2	1	–
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	93	65	89	6,3	6,5	37
	<i>Cosmocephalus obvelatus</i>	<i>S. nasuta</i>	–	1 из 2	–	0	1
<i>Paracuaria adunca</i>	<i>M. barbatus</i>	0	2	0	0	1	0
	<i>B. belone</i>	6	0	0	1,5	0	0
<i>Eustrongylides excisus</i>	<i>A. maeotica</i>	0	4	–	0	2	–
<i>Dichelyne minutus</i>	<i>S. nasuta</i>	0	2 из 2	–	0	3-22	–
	<i>N. platyrostris</i>	1 из 1	–	–	1	–	–
	<i>N. melanostomus</i>	0	1 из 8	–	0	1	–
	<i>M. barbatus</i>	0	0	3	0	0	1

* – Обозначения как в табл. 1; ** – виды рыб не исследованы

полученными для цестод и скребней (см. выше), чьи жизненные циклы в той или иной степени также реализуются через бентосные организмы.

В противоположность *P. adunca*, для видов рода *Contracaecum* не выявлено уменьшения численности (рис. 6).

Первые промежуточные хозяева нематод этого рода – планктонные ракообразные, в частности копеподы, вторые промежуточные – рыбы, окончательные хозяева – рыбоядные птицы или морские млекопитающие. При этом круг хозяев – рыб, участвующих в жизненном цикле этих нематод, очень широк, не только таксономически, но и экологически. Анализ изменений зараженности разных хозяев *C. microcephalum* выявил различия (рис. 7).

Индекс обилия личинок этой нематоды у *A. boyeri* в мае - июне 2007 г. равнялся $0,6 \pm 0,2$ экз./особь, в аналогичный период 2008 г. паразит в атерине не найден, а к 2010 г. его численность снова возросла до $3 \pm 1,3$. Однако зараженность другого хозяина этого же паразита – барабули не изменилась, в то время как зараженность саргана даже несколько увеличилась. Эти различия

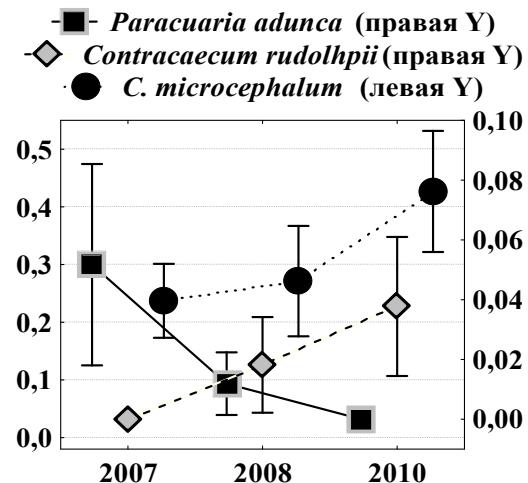


Рисунок 6 – Индекс обилия личинок птичьих нематод у рыб в районе Керченского пролива в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

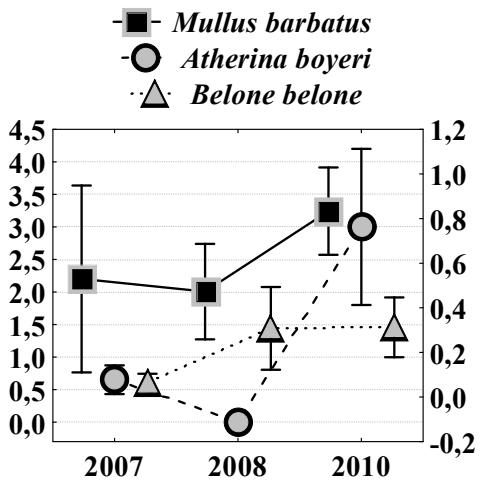


Рисунок 7 – Индекс обилия личинок *Contracaecum microcephalum* у рыб в районе Керченского пролива в весенне - летний период 2007 - 2010 гг.

можно объяснить различными спектрами питания этих рыб. Так, исчезновение этих нематод спустя полгода после катастрофы у планктофага атерины, в то время как у бентофага барабули и питающегося и бентосными организмами и рыбами саргана их численность оставалась прежней, может быть связано с тем, что именно планктонное сообщество отреагировало на загрязнение акватории в первое полугодие после аварии. Это нашло отражение в уменьшении зараженности атерины, которая питается только планктоном. Через достаточно большой промежуток времени численность промежуточного хозяина, вероятно, восстановилась, в результате восстановилась и встречаемость личинок этих нематод у атерины.

Достоверные колебания численности отмечены для нематоды *Hysterothylacium aduncum* (рис. 8), использующей широкий круг видов рыб и как вторых промежуточных, и как окончательных хозяев. В районе Керченского пролива *H. aduncum* найден у 11 видов рыб. В 2008 г. его численность уменьшилась, но к 2010 г. значительно возросла. Известно, что окончательными хозяевами для этой нематоды могут быть как донные, так и пелагические рыбы, но основными окончательными хозяевами все-таки являются последние [2]. Жизненный цикл в этом случае проходит через первых промежуточных хозяев – планктонных ракообразных, вторых промежуточных – пелагических рыб-планктофагов и окончательных хозяев – пелагических рыб-хищников. Сравнение численности инфрапопуляций у разных хозяев выявило различия в динамики ИО между видами рыб, различающимися по спектру питания и по роли в его жизненном цикле (рис. 9).

Таким образом, в результате четырехлетнего (2007 - 2010 гг.) мониторинга паразитологической ситуации в районе Керченского пролива и Азовского предпроливья получены данные, косвенно свидетельствующие об ущербе, нанесенном нефтяным загрязнением (ноябрь 2007 г.) экосистеме пролива, затронувшем разные уровни пищевой пирамиды. Сразу же после аварии наблюдалось значительное сокращение численности эктопаразитов (моногеней) – *Gyrodactylus alviga* и *Axine belones*, паразитирующих у пелагических рыб. К весне 2010 г. обилие этих гельминтов восстановилось за счет их заноса с мигрирующими хозяевами. Более пролонгированное и существенное изменение численности выявлено у гельминтов, в чьих жизненных циклах участвуют обитатели придонных слоев и дна. В их числе моногенея *Squalonchocotyle pontica*, цестоды

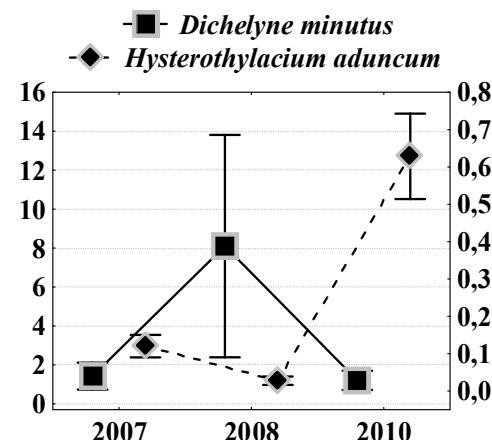


Рисунок 8 – Индекс обилия нематод, паразитирующих у рыб в Керченском проливе в весенне-летний период 2007 - 2010 гг.

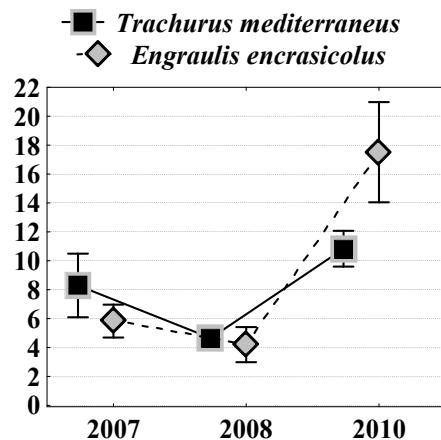


Рисунок 9 – Индекс обилия *Hysterothylacium aduncum* у хамсы и ставриды в районе Керченского пролива в весенне-летний период 2007 - 2010 гг.

Progrillotia louiseuzeti и *Caulobothrium* sp. 1, скребень *Telosentis exiguum* и личинки нематод сем. Acuariidae, снижение численности которых в окончательных и промежуточных хозяевах более существенно проявилось к 2010 г. Вероятно, нефтяное загрязнение, аккумулированное донными осадками, оказало негативное влияние на плотность популяций первых промежуточных хозяев этих гельминтов - бентосных организмов (ракообразных и моллюсков).

Благодарности

Авторы выражают признательность директору ЮГНИРО в 2007 г., к. геогр. н. Б.Н. Панову, ректору КГМТУ, к. т. н. Е.П. Масюткину, доценту КГМТУ, к. б. н. В.В. Каракатице за помощь в организации экспедиционных работ.

Литература

- 1 Белофастова И.П., Гринцов В.А. О находке акантелл скребня *Telosentis exiguum* у *Apherusa bispinosa* (Amphipoda, Calliopidae) в Черном море // Вестник зоологии. – 2003. – Т. 37, № 4. – С. 57 - 59.
- 2 Гаевская А.В., Корнийчук Ю.М., Мачковский В.К., Пронькина Н.В. и др. Особенности функционирования паразитарной системы нематоды *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda: Anisakidae) в Черном море // Морський екологічний журнал. – 2010. – Т. 9, № 2. – С. 37 - 50.
- 3 Керченская авария: последствия для водных экосистем / Под. ред. И.Г. Корпакова, С.А. Агапова. – Ростов н/Д: ФГУП АзНИИРХ, 2008. – 229 с.
- 4 Лазоренко Г.Е., Гаевская А.В., Корнийчук Ю.М. Распределение природного альфа-излучающего радионуклида ^{210}Po в черноморском шпроте *Sprattus sprattus phalericus* // Экология моря. – 2000. – Вып. 53. – С. 41 - 43.
- 5 Мордвинова Т.Н. Высшие ракообразные как промежуточные хозяева гельминтов рыб // VII Всесоюзное совещ. по паразитам и болезням рыб. – Л., 1979. – С. 74 - 75.
- 6 Мордвинова Т.Н. Гельминтофауна отдельных видов высших ракообразных // Экология моря – 1985. – Вып. 20. – С. 50 - 57.
- 7 Найденова Н.Н., Мордвинова Т.Н. Паразиты и комменсалы прибрежных ракообразных черного моря // Тез. докл. симпозиума по патологии и патологии морских организмов. Ленинград, 13 - 16 окт. 1981. – Л.: Наука, 1981. – С. 61 - 69.
- 8 Овсиенко С.Н., Зацепа С.Н., Ивченко А.А. Моделирование разливов нефти и оценка риска воздействия на окружающую среду // Тр. ГОИН. – 2005. – Вып. 209. – С. 248 - 271.
- 9 Юнчис О.Н., Стрелков Ю.А. Паразиты рыб как индикаторы состояния водной среды // Проблемы паразитологии, болезней рыб и рыбоводства в современный условиях – СПб.: ГосНИОРХ, 1997 – С. 111 - 117.
- 10 Lewis J.W., Hoole D., Chappell L.H. Parasitism and environmental pollution: parasites and hosts as indicators of water quality// Parasitology. – 2003. – 126. – Pp. 1 - 3.
- 11 Sures B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution // Trends in Parasitology. – 2004. – 20. – Pp. 170 - 177.
- 12 Williams H.H., MacKenzie K. Marine parasites as pollution indicators: an update // Parasitology. – 2003. – 126. – Pp. 27 - 41.

ВЛИЯНИЕ РЕЖИМА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ НА РАЗВИТИЕ ПЛАНКТОННЫХ КОЛОВРАТОК В ВОДАХ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА

Т. Б. Филатова, Л. Д. Свистунова

Институт аридных зон Южного научного центра РАН

Дана предварительная оценка влияния некоторых гидрохимических характеристик на видовой состав, распределение, численность коловраток в водах Керченского пролива. Полученные величины pH, содержания биогенных элементов и кислорода соответствовали значениям, обеспечивающим нормальные условия функционирования гидробионтов. Это было подтверждено достаточно высокими показателями численности коловраток, интенсивно развивавшихся во все сезоны.

Ключевые слова: Керченский пролив, биогенные вещества, сообщество коловраток, влияние факторов среды

Введение

В водных сообществах коловраток относят к микрозоопланктону и рассматривают как промежуточное трофическое звено между микробиальными организмами и крупным зоопланктоном. Микробиальные организмы действуют как главные накопители и регенераторы биогенных элементов и обеспечивают метазойный планктон органическим веществом [1]. Известно, что на видовую структуру и количественное развитие коловраток оказывают воздействие такие факторы среды, как содержание биогенных элементов, концентрация растворенного кислорода и величина активной реакции среды (pH). Керченский пролив интересен для исследований, так как подвержен периодически меняющемуся влиянию Черного и Азовского морей, воды которых во многом различны по своим гидрохимическим характеристикам, он играет важную роль в водном балансе Азовского моря, в водообмене между Азовским и Черным морями.

Основная часть

Цель данной работы – предварительная оценка влияния режима биогенных веществ на качественные и количественные характеристики сообщества коловраток в Керченском проливе.

В 2008 г. Южным научным центром РАН на НИС «Денеб» были проведены три сезонные комплексные экспедиции в Азовском и Черном морях.

Анализы проб воды проводили сразу же после отбора непосредственно в судовой лаборатории. Концентрации растворенных биогенных веществ определяли сразу после измерения температуры воды, pH, содержания растворенного кислорода, после фильтрования проб: фосфаты – по методу Морфи и Райли [4]; нитриты – по методу Бендшнейдера и Робинсона, нитраты – по методу Морриса и Райли [3]. Пробы микрозоопланктона были отобраны с двух горизонтов (поверхность – дно) с помощью батометра Молчанова (в некоторых случаях интегрированные). Использовалась методика осадочного планктона [2].

Результаты анализа проб воды, отобранных в Керченском проливе в апреле 2008 г., показали, что на исследованной акватории содержание фосфатов в поверхностном горизонте изменялось в диапазоне от 1 до 34 мкг/л, нитритов – от 2 до 3 мкг/л, а нитратов – от 0 до 7 мкг/л. При этом в придонном слое воды концентрации фосфатов, нитритов и нитратов укладывались в интервалы 0 - 75 мкг/л, 2 - 4, 0 - 7 мкг/л, соответственно. В это время фосфаты у выхода в Черное море имели значения несколько ниже (6 мкг/л), чем в северной части (8 мкг/л) в приповерхностном слое. Что касается их содержания у дна, то на севере оно было значительно и составляло 75 мкг/л. В июне 2008 г. анализ проб воды, отобранных в Керченском проливе, дал следующие результаты: содержание фосфатов в поверхностном горизонте изменялось в диапазоне от 3 до 8 мкг/л, нитритов – от 1 до 2 мкг/л, нитратов – от 3 до 9 мкг/л, в придонном горизонте – 4 - 15 мкг/л, 1 - 2, 2 - 7 мкг/л, соответственно. Концентрации фосфатов в северной части пролива были немного выше (8 мкг/л), чем в южной его части (5 мкг/л). Видимо, изменение концентраций находится в зависимости от направления ветровой активности и изменения сезонных течений в проливе. Обнаруженные в октябре 2008 года в Керченском проливе концентрации нитрит-ионов (0 - 2 мкг/л) и ортофосфат-ионов (0 - 5 мкг/л) невысоки и характерны для периода снижения продукции фитопланктона и низкой в это время года активности бактериальной переработки

органического вещества. В этот период времени содержание нитритов, нитратов и фосфатов было незначительно выше в северной части Керченского пролива [5].

В период наблюдений содержание растворенного в воде кислорода на всех исследованных станциях было довольно велико и в поверхностном слое варьировало от 83 до 111 %, а в придонном горизонте – от 82 до 107 %. Величина рН изменялась от 8,36 до 8,5.

При исследовании планктонных коловраток определены качественные и количественные характеристики. Всего в исследованном районе нами было зарегистрировано 7 видов планктонных коловраток: *Trichocerca marina* (Daday, 1890), *Keratella quadrata* (O. F. Muller, 1786), *Eosphora ehrenbergi* Weber, 1918, *Synchaeta* sp., *Asplanchna priodonta* Gosse, 1850, *Keratella cochlearis* var. *macracantha* (Lauterborn, 1989) и *Polyarthra dolychoptera* Idelson, 1925.

T. marina была отмечена на всех станциях с численностью 2 - 27 экз./л. Это морская коловратка, известная, главным образом, в Черном море, по нашим исследованиям прошлых лет, широко распространена и в Азовском море. *K. quadrata*, *K. cochlearis*, *P. dolychoptera* (пресно-солоноватоводные виды) встречались единичными экземплярами в Керченском проливе лишь у косы Чушка. Хищная коловратка *E. ehrenbergi*, являющаяся литоральным видом, приверженным к водной растительности, была обнаружена в поверхностном слое и на глубине 4,5 м. Развитие этой коловратки составляло 1 - 6 экз./л. *A. priodonta*, обитающая в солоноватых и морских водоемах имела численность 2 - 45 экз./л. *Synchaeta* sp., обычная в основном в весенний период, наблюдалась в количестве 3 - 88 экз./л.

Заключение

Во время наших исследований закономерных изменений концентраций нитритов, нитратов и фосфатов по глубине не отмечалось, их распределение может легко нарушаться при возникновении волнения и перемешивания водных масс, а также при пятнистом распределении планктона. В азовском предпроливном районе у Керченского пролива на распределение биогенных веществ влияет подток черноморских вод. Полученные величины рН, содержания биогенных элементов и кислорода соответствовали значениям, обеспечивающим нормальные условия функционирования гидробионтов. Это было подтверждено достаточно высокими показателями численности коловраток, интенсивно развивавшихся во все сезоны.

Таким образом, по результатам исследований в Керченском проливе в данный период видовое разнообразие сообщества коловраток было характерно как для Азовского, так и для Черного морей. Количественные характеристики сообщества коловраток определяли до 90 % *Trichocerca marina*, *Asplanchna priodonta* и *Synchaeta* sp., причем их распределение зависело от циркуляции вод под влиянием преобладающих ветров, поступающих из Азовского или Черного морей в открытую часть Керченского пролива.

Литература

1. Бульон В.В., Никулина В.Н., Павельева Е.Б., Степанова Л.А., Хлебович Т.В. Микробиальная «петля» в трофической сети озерного планктона // Журнал общей биологии. – 1999. – Т. 60, № 4. – С. 431 - 444.
2. Киселев И.А. Методы исследования планктона // Жизнь пресных вод СССР. – М.-Л.: АН СССР, 1956. – Т. 4, ч. I. – С. 183 - 256.
3. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. – М.: ВНИРО, 1988. – 119 с.
4. РД 52.24.382-2006. Массовая концентрация фосфатов и полифосфатов в водах : Методика выполнения измерений фотометрическим методом. – Ростов н/Д, 2006. – 27 с.
5. Филатова Т.Б. Особенности режима биогенных веществ в водах Керченского пролива // Геология морей и океанов : Мат. XIX Международ. научн. конференции (Школы) по морской геологии. Москва, 14 - 18 ноября 2011 г. – М.: ГЕОС, 2011. – Т. IV. – С. 172 - 175.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЦИКЛА УГЛЕРОДА ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЧЕРНОГО МОРЯ

О. Г. Моисеенко

Морской гидрофизический институт НАН Украины (МГИ НАНУ)

Дана оценка многолетних изменений цикла углерода Севастопольской бухты. Установлена приоритетная направленность протекания процессов цикла углерода в экосистеме Севастопольской бухты и тенденция его трансформации под воздействием антропогенных и климатических факторов. Обоснован выбор соотношения содержания органического и неорганического углерода в донных отложениях в качестве критерия оценки статуса цикла углерода. Такой же методический подход был использован при оценке циклов углерода экосистем бухты Казачьей и Днепровско-Бугского лимана.

Ключевые слова: Черное море, цикл углерода, прибрежная акватория

Устойчивость – важнейшая характеристика любой системы, в том числе и экологической. Она определяет ее способность сохранять свое состояние при изменении внешних и внутренних параметров. Величина степени устойчивости экосистем определяет способность природной среды возвращаться к исходному состоянию в случаях как естественных, так и антропогенных воздействий, оценивает ее ассимиляционную емкость и задает «диапазон возможностей» для хозяйственной, культурной и технической деятельности человека.

Многочисленные мониторинговые наблюдения показывают, что, испытывая значительную антропогенную нагрузку, экосистемы зачастую продолжают обеспечивать неизменность режима природных циклов, продуцирования биомассы и утилизации, вредных для живых организмов веществ. Эта способность объясняется, так называемой, буферной емкостью экосистем и позволяет сохранять многие исходные качества экосистем, даже после их антропогенной трансформации, и обеспечивает системе такие свойства как сохранение равновесия, замыкание цикла в системе и ее «самовосстановление», «самоочищение» [2]. Поэтому задача оценки устойчивости основных природных циклов носит не только сугубо научно-исследовательский, но и прикладной характер.

К настоящему моменту разработан широкий спектр методик и способов оценки экологического состояния акваторий, в основе которых лежит анализ биоиндикаторов, основных гидрохимических параметров, концентраций загрязняющих веществ в воде и донных отложениях, однако, методов оценки устойчивости основных природных циклов практически не предлагается. Между тем, трансформация морской среды под воздействием антропогенной нагрузки и климатических изменений диктует необходимость научного методологического подхода оценки состояния основных природных циклов, который позволял бы сравнивать состояние объектов имеющих различные биогеохимические характеристики и удаленных друг от друга.

Сложившуюся за последние десятилетия экосистему Севастопольской бухты следует рассматривать как типичную экосистему с равновесием природно-антропогенного типа, существующую при постоянном внешнем воздействии человека и интенсивно эксплуатируемую [1]. В связи с этим, нами была предпринята попытка, на примере Севастопольской бухты, оценить устойчивость цикла углерода, который является одним из важнейших естественных циклов, обеспечивающих круговорот веществ в природе.

Цель данной работы – изучение многолетних изменений цикла углерода Севастопольской бухты, как под влиянием общих климатических, так и под влиянием антропогенных изменений локального характера. Далее, на основе выявленных закономерностей трансформации цикла углерода прибрежной экосистемы, дать оценку циклу углерода бухты и используя такой же методический подход оценить статус циклов углерода Днепровско-Бугского лимана [6] и бухты Казачья [7].

Для достижения поставленной задачи, были изучены сезонные и многолетние изменения компонентов карбонатной системы вод Севастопольской бухты, потоков обмена углекислым газом на границе раздела «вода - атмосфера», а также содержания органического и неорганического углерода в донных осадках в период 1998 - 2009 гг., на основе чего был разработан способ оценки устойчивости цикла углерода и оценены экосистемы бухт Севастопольская и Казачья и Днепровско-Бугского лимана.

СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

В работе использованы и обобщены данные натурных измерений с 1998 по 2009 гг. в Севастопольской бухте по схеме из 32 ст. (рис. 1), в 2007 г. в Днепровско-Бугском лимане – по схеме из 14 ст. в лимане и 1 ст. на взморье (рис. 2) и в 2003 г. в бухте Казачьей – по схеме из 12 ст. (рис. 3).

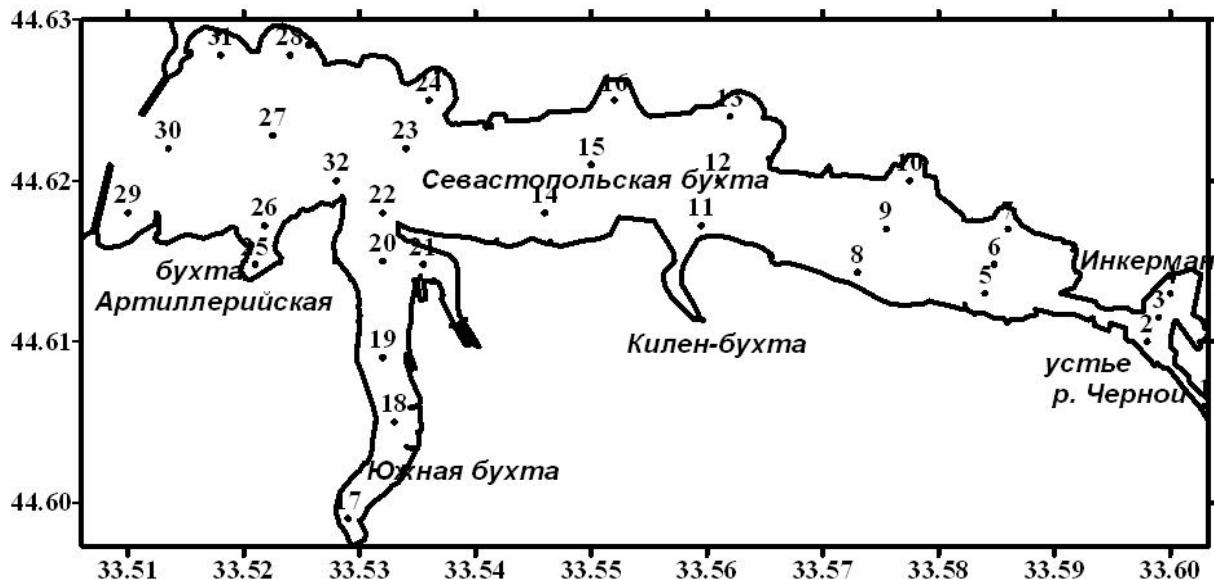


Рисунок 1 – Схема станций натурных измерений в Севастопольской бухте в 1998 - 2009 гг.

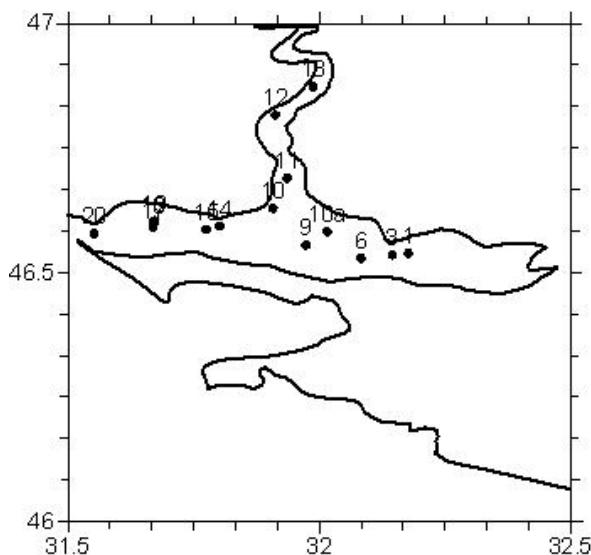


Рисунок 2 – Схема станций отбора проб воды и донных отложений в Днепровско-Бугском лимане, 2007 г.

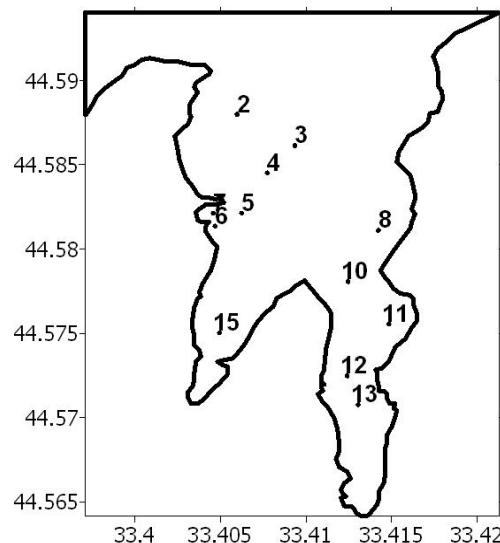


Рисунок 3 – Схема станций отбора проб донных отложений в бухте Казачьей, 2003 г.

Во время экспедиций в Севастопольской бухте пробы воды отбирались на каждой станции, пробы донных осадков – выборочно с тем, чтобы в течение года они были взяты с каждой станции представленной схемы. В Днепровско-Бугском лимане было выполнено 15 станций с отбором проб на гидрохимические показатели и основные осадкообразующие вещества. В бухте Казачьей отбирались пробы донных осадков.

В пробах воды, отобранных с поверхности (0 - 1 м) и из придонного слоя, определяли температуру, соленость, величину pH, общую щелочность. Пробы донных осадков отбирали дночерпательем типа Петерсена с площадью захвата $0,025 \text{ м}^2$. Химический анализ проб воды проводили в соответствии с руководством [4]. При отборе проб донных осадков, исследованию подвергали верхний слой (0 - 5 см). Органический углерод определяли в воздушно-сухих образцах методом Тюрина в модификации Орлова [5], содержание CaCO_3 определялось газометрическим методом [8].

Расчетным путем были определены: двуокись углерода (CO_2), ее парциальное давление ($p\text{CO}_2$), концентрация карбонатных (CO_3^{2-}) и гидрокарбонатных (HCO_3^-) ионов. Исходными данными для расчета элементов карбонатной системы служили общая щелочность и $p\text{H}$, использовались константы угольной кислоты, рекомендованные ЮНЕСКО [12]. Бор считался консервативным элементом, а его содержание пропорционально солености [11].

Сумма молярных концентраций растворенных форм CO_2 , HCO_3^- и CO_3^{2-} представляет собой общий растворенный неорганический углерод:

$$\text{TCO}_2 = [\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}].$$

Этот параметр является мерой происходящих в карбонатном равновесии изменений, и, как следствие, мерой сбалансированности цикла углерода. Его увеличение (или уменьшение) свидетельствует о дополнительном поступлении (или удалении) в экосистему одного из компонентов карбонатной системы.

Для летних сезонов за время наблюдения был отмечен рост TCO_2 как в придонном, так и в поверхностном слое (рис. 4, а). В придонном слое значения TCO_2 были выше, чем в поверхностном, в течение почти всего периода наблюдений. Что касается зимних характеристик, концентрация TCO_2 была, наоборот, преимущественно выше в поверхностном слое, чем в придонном, и за годы наблюдений она существенно не изменилась (рис. 4, б).

Более того, если концентрация TCO_2 летом в поверхностном слое за время наблюдений выросла с 2109 мкмоль/кг в 1998 г. до 2983 мкмоль/кг в 2009 г.

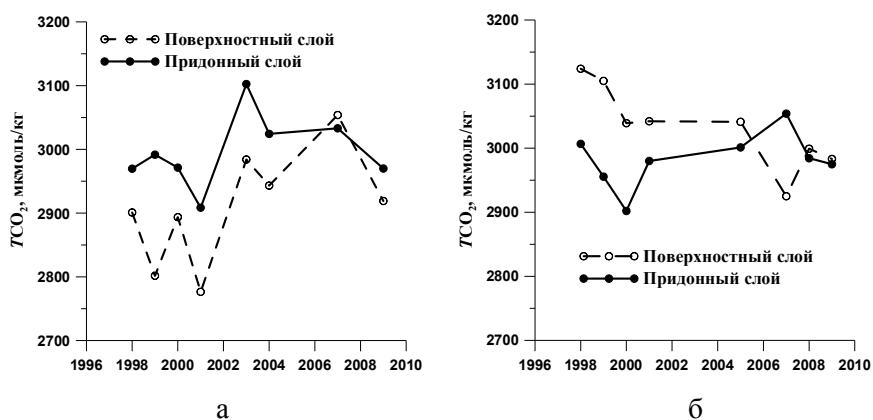


Рисунок 4 – Многолетние изменения осредненных по сезонам концентраций TCO_2 в водах Севастопольской бухты в летний (а) и зимний (б) период

до 2919 мкмоль/кг в 2009 г., то зимой она уменьшилась с 3124 мкмоль/кг в 1998 г. до 2983 мкмоль/кг в 2009 г.

Стоит отметить, что естественно-природное изменение концентрации TCO_2 , свойственны начальному этапу наблюдений: низкие концентрации отмечались летом, в период потребления CO_2 в процессе активной фотосинтетической деятельности, высокие – зимой за счет поступления HCO_3^- с паводковыми водами р. Черной. Начиная с 2005 г. такого рода сезонный ход изменился, приобретя практически противоположенный характер.

Компонентом карбонатной системы, определяющим направление обмена углекислым газом между атмосферой и водой, является $p\text{CO}_2$, поэтому оно представляет собой самый репрезентативный параметр карбонатной системы вод, наиболее часто использующийся исследователями для иллюстрации состояния цикла углерода водных бассейнов.

Проведенные исследования показали, что среднегодовые значения равновесного $p\text{CO}_2$ в поверхностном и придонном слоях Севастопольской бухты, как правило, были ниже атмосферного парциального давления углекислого газа, значение которого в конце прошлого - начале настоящего столетия принято считать близким к 370 мккатм; к 2009 г., по данным [9], в районе Южного берега Крыма оно достигло 380 мккатм, что, соответственно, повысило растворимость CO_2 в морской воде.

С 1998 по 2009 г. в летние месяцы наблюдался устойчивый рост равновесного $p\text{CO}_2$, как в поверхностном слое, так и в придонном (рис. 5, а), в зимние – наоборот (рис. 5, б). Сезонные изменения равновесного $p\text{CO}_2$ в поверхностном слое носили естественно-природный характер до 2003 г. – летние значения ниже зимних обуславливались фотосинтетической деятельностью вегетативного периода, после 2003 г. очевидно, что процесс окисления и автохтонного, и аллохтонного органического вещества доминирует над процессом потребления CO_2 . Процесс этот носит антропогенный характер, так как летом, по сравнению с зимой, значительно увеличивается количество и интенсивность источников, и органического вещества, и биогенных элементов, в достаточном для синтеза первичной продукции количестве.

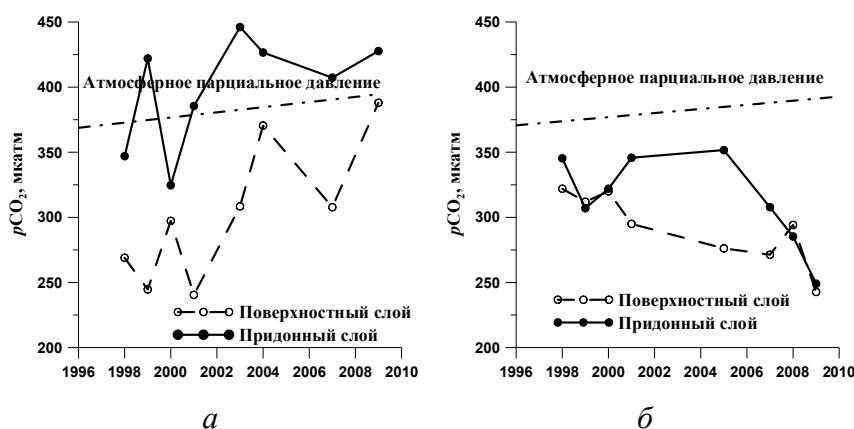


Рисунок 5 – Многолетние изменения осредненных по сезонам значений $p\text{CO}_2$ в водах Севастопольской бухты в летний (а) и зимний (б) период

ние, предложенное Ю.И. Ляхиным [3]:

$$F = nva'^{u,v} \Delta p\text{CO}_2,$$

где α'^u – коэффициент инвазии при $\Delta p\text{CO}_2 = \Delta p\text{CO}_2(\text{воздух}) - \Delta p\text{CO}_2(\text{вода}) > 0$;

α'^v – коэффициент эвазии при $\Delta p\text{CO}_2 = \Delta p\text{CO}_2(\text{воздух}) - \Delta p\text{CO}_2(\text{вода}) < 0$;

nva – интегральный коэффициент, отражающий состояние поверхности моря.

Оценив направление и интенсивность потока CO_2 по приведенной формуле, можно с уверенностью сказать, что бухта в целом являлась стоком углекислого газа. За время наблюдения значение потока CO_2 существенно выросло: прирост среднегодового потока CO_2 к 2009 г. составил 73 % от первоначального значения. Однако в зимние и летние месяцы интенсивность поглощения была различной – уменьшалась летом и увеличивалась зимой, причем с каждым годом эта разница возрастала, и в июне 2009 г. впервые за период 1998 - 2009 гг. акватория бухты стала источником CO_2 в атмосферу (рис. 6). Наиболее интенсивный поток CO_2 из воды в атмосферу наблюдался на ст. 32 и вблизи нее – это акватория исторического центра г. Севастополя, испытывающего повышенную транспортную и рекреационную нагрузку.

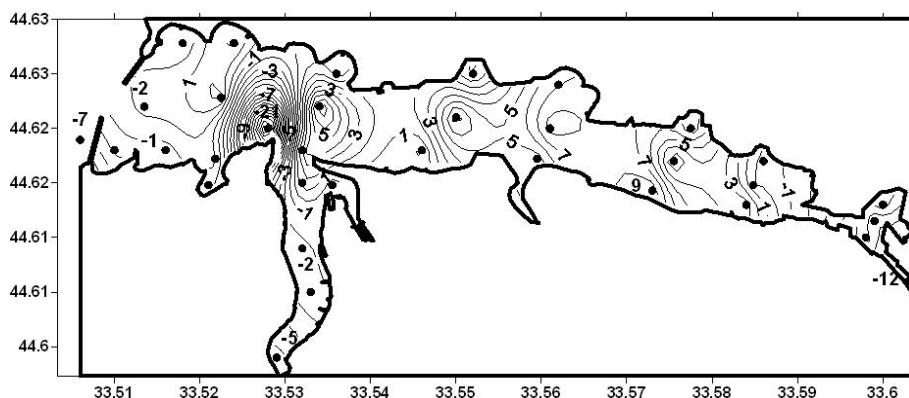
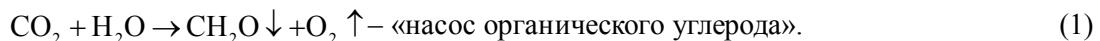


Рисунок 6 – Распределение потока углекислого газа (моль $\text{CO}_2/\text{м}^2\text{сутки}$) на границе раздела «вода - атмосфера» в Севастопольской бухте в июне 2009 г.

такие изменения процессов, протекающих в водной среде должны находить свое отражение в состоянии донных отложений – конечном пункте миграции вещества в водной экосистеме.

В углеродном цикле морских экосистем различают органическую составляющую, связанную с синтезом и трансформацией органического вещества (1), и неорганическую составляющую, включающую процессы образования карбонатов, их выпадения в осадок и растворения (2) (рис. 7).

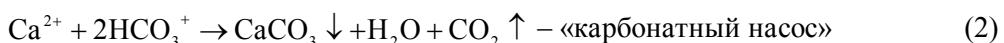


Такой процесс приводит к потреблению CO_2 и образованию органического вещества, а водная среда поглощает углекислый газ, являясь стоком для CO_2 из атмосферы. Образовавшееся орга-

нича парциальным давлением любого газа в атмосфере и его равновесным парциальным давлением в воде приводит к возникновению потоков газа между водой и атмосферой. Для количественной оценки интенсивности газового обмена через поверхность раздела вода - атмосфера использовалось полуэмпирическое уравнение,

Таким образом, и климатические, и антропогенные изменения привели к значительным нарушениям в биогеохимическом цикле углерода бухты: трансформации естественно-природной сезонной изменчивости компонентов цикла в антропогенно-природную, увеличению резервного фонда CO_2 , особенно в теплый период года. Та-

ническое вещество подвергается на последующих этапах процессам окисления и осаждения. В зависимости от соотношения интенсивности этих процессов большая или меньшая часть образовавшегося органического вещества аккумулируется донными осадками, что определяет инвазию CO_2 , т. е. изъятие его из атмосферы.



В результате этой реакции продаются карбонат кальция и углекислый газ, что приводит к увеличению доли неорганического углерода в донных осадках, делает акваторию источником углекислого газа и определяет процесс эвазии CO_2 , т. е. выделение его в атмосферу. Поскольку бухта представляет собой мелководную акваторию, то результатом сдвига динамического равновесия цикла углерода в сторону «карбонатного насоса» является накопление CaCO_3 , а в сторону «насоса органического углерода» – C_{opr} в донных осадках.

Для определения направления основных процессов карбонатного цикла необходимо определить приоритет образования либо CaCO_3 , либо C_{opr} . Нами для этих целей использовалась относительная величина – «rain ratio parameter» γ , описанная в работе [13]:

$$\gamma = \frac{\text{CaCO}_3}{\text{CaCO}_3 + \text{C}_{\text{opr}}} \cdot \quad (3)$$

Параметр γ изменяется от нуля до единицы. Если $\gamma = 0$, в донных осадках имеет место образование только органической формы углерода, а неорганическая форма не образуется вовсе. Если $\gamma = 1$, то образуется только CaCO_3 , а C_{opr} в донных осадках не накапливается.

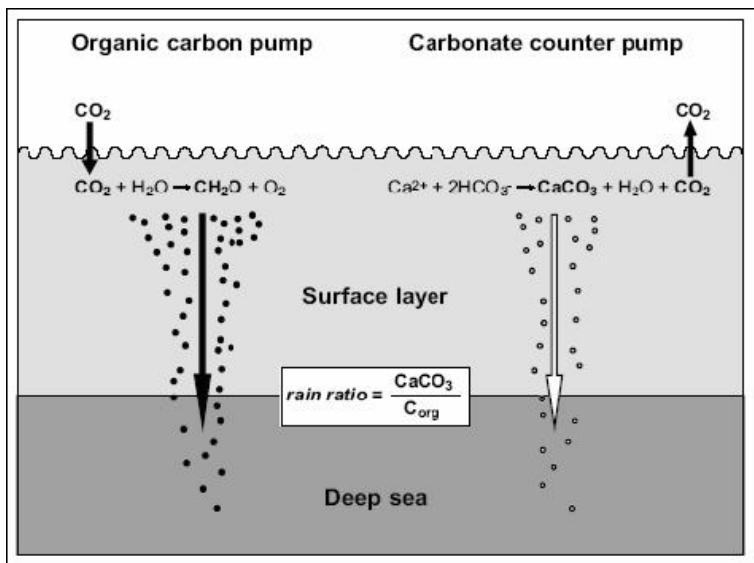


Рисунок 7 – Схема биолого-химической составляющей цикла углерода

части бухты органического углерода производиться больше, чем расходуется на окисление, что

Среднее значение параметра для Севастопольской бухты равно 0,46, то есть в целом в бухте органический и неорганический углерод накапливаются примерно в равных долях. Однако анализ пространственного распределения величины параметра показал, что на большей части площади донных осадков бухты преобладает процесс накопления C_{opr} и только на выходе из бухты идет процесс интенсивного накопления CaCO_3 .

На рис. 8 приведено пространственное распределение параметра γ в донных осадках Севастопольской бухты, из которого видно, что большая часть бухты накапливает органический углерод.

Соответственно, на большей явлется признаком автотрофной экосистемы, такая экосистема демонстрирует дефицит соотношения содержания растворенного неорганического углерода к содержанию диоксида углерода, что приводит к его накоплению в придонном слое, вследствие чего поверхностный слой вод насы-

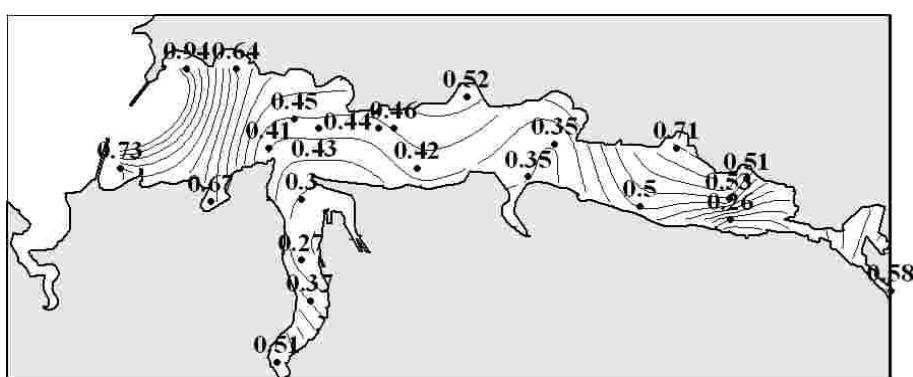


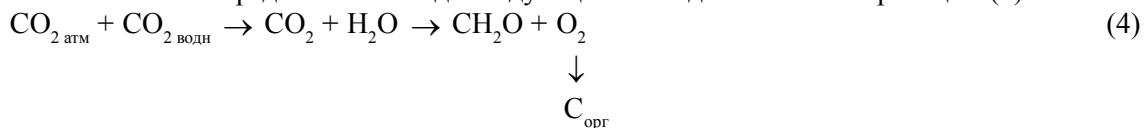
Рисунок 8 – Пространственное распределение параметра γ в верхнем слое (0-5 см) донных осадков Севастопольской бухты в 2008 г.

щается CO_2 из двух источников: атмосферы и придонного слоя вод, создавая условия, при достаточном содержании в воде биогенных элементов, для дополнительного синтеза органического вещества в поверхностном слое вод бухты.

За пределами бухты значение параметра γ в том же 2008 г. составило 0,99, что является подтверждение совершенно иного динамического равновесия углеродного цикла, чем внутри бухты, которое описывается уравнением (2). Этот факт подтверждает предположение о том, что изменение природного цикла бухты является откликом экосистемы на антропогенное воздействие. Кроме того, величина параметра γ по результатам наших наблюдений уменьшалась с 0,57 в 2003 г. до 0,46 в 2008 г. Цикл углерода в бухте все более смещается в сторону образования и накопления органического углерода, а ежегодно увеличивающийся антропогенный прессинг делает процессы самоочищения в Севастопольской бухте практически невозможными.

Выше описанный параметр γ цикла углерода был так же использован для оценки цикла углерода Днепровско-Бугского лимана. На рис. 9 приведено пространственное распределение параметра γ в верхнем слое донных осадков.

Параметр γ изменялся от 0,03 (ст. 10) до 0,31 (ст. 11, 13), среднее значение составило 0,13. Очевидно, что практически вся поверхность донных осадков накапливает $\text{C}_{\text{орг}}$. Что бы подтвердить предположение о том, концептуальную модель биохимической составляющей цикла углерода в лимане можно представить в виде следующей последовательности реакций (4):



было так же, как и для Севастопольской бухты, определено направление и интенсивность потока CO_2 на границе «вода - атмосфера».

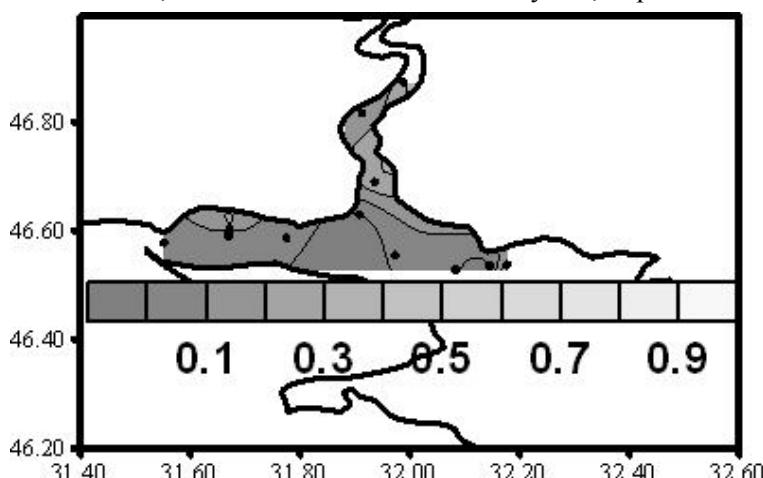


Рисунок 9 – Пространственное распределение параметра в верхнем слое (0 - 5 см) донных осадков Днепровско-Бугского лимана в 2007 г.

На рис. 10 представлено его распределение, из которого видно, что только у входа в лиман, на границе с морскими водами нами был обнаружен процесс эвазии. Практически вся акватория лимана поглощала углекислый газ из атмосферы, причем интенсивно: в восточной части лимана величина потока из атмосферы в воду составила 57,9 моль $\text{CO}_2/\text{м}^2\text{сутки}$, в бугской – 66,1, в центральной – 81,3, в зоне смешанных вод – 79,1 моль $\text{CO}_2/\text{м}^2\text{сутки}$; на выходе из лимана поток был направлен из воды в атмосферу, а его интенсивность достигала 99,3 моль $\text{CO}_2/\text{м}^2\text{сутки}$, в то время как на взморье поток был направлен из атмосферы в воду и его величина была равна 2,35 моль $\text{CO}_2/\text{м}^2\text{сутки}$.

Таким образом, цикл углерода Днепровско-Бугского лимана, аналогично циклу углерода Севастопольской бухты протекает в соответствие со схемой «насоса органического углерода».

Аналогично оценивали и цикл углерода бухты Казачьей. Параметр γ изменялся от 0,94 до 1,0, среднее значение составило 0,97 (рис. 11). Можно считать, что цикл

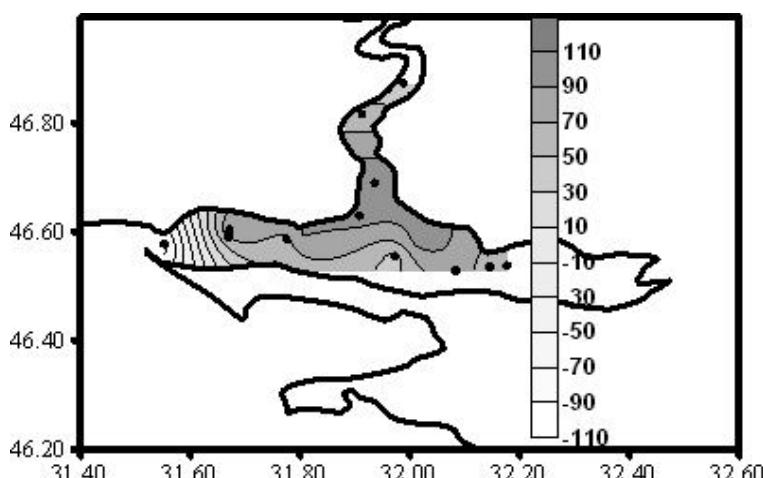


Рисунок 10 – Пространственное распределение параметра потока CO_2 на границе «вода - атмосфера» в Днепровско-Бугском лимане в 2007 г.

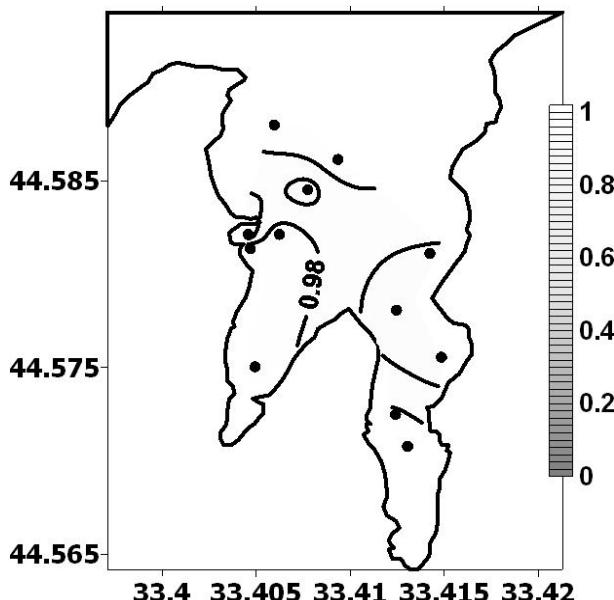


Рисунок 11 – Пространственное распределение параметра γ в верхнем слое (0 - 5 см) донных осадков бухты Казачьей в 2003 г.

Днепровско-Бугского лимана, так и Севастопольской бухты. Этот процесс затрагивает другое природное равновесие, от которого зависит биологическая продуктивность и биологическое разнообразие водной экосистемы – кислородный режим бассейна.

Реализация процессов цикла углерода бухты Казачьей приводит к накоплению неорганического углерода в донных отложениях и, вероятнее всего, делает бухту источником CO_2 , каким являются большинство прибрежных акваторий [10] в соответствие с уравнением (2). Несмотря на то, что в бухте находится дополнительный источник нестойкого органического вещества – дельфиниярий, к тому же она является популярным местом отдыха и испытывает значительную рекреационную нагрузку, процессы самоочищения в ней протекают достаточно интенсивно, чтобы сохранить естественно-природное равновесие экосистемы в целом.

Благодарность

Автор выражает благодарность за предоставление данных по содержанию и соотношению основных осадкообразующих веществ в донных осадках Севастопольской бухты и Днепровско-Бугского лимана м. н. с. отдела биогеохимии моря МГИ НАН Украины Н. А. Ореховой.

Работа выполнена при финансовой поддержке национального проекта № 0107U01161 «Управление прибрежным ресурсным потенциалом морских акваторий Украины» и международного ЕС 7th FP Area ENV.2009.2.2.1.4: Integrated Coastal Zone Management (2010 - 2013, PEGASO, # 244170), Collaborative large-scale integrating project: People for Ecosystem based Governance in Assessing Sustainable development of Ocean and coast (PEGASO).

Литература

1. Иванов В.А., Овсянкий Е.И., Репетин Л.Н. и др. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 90 с.
2. Князева В.П. Экология. Основы реставрации – М.: Наука, 2005. – 648 с.
3. Ляхин Ю.И., Александров В.П., Пальшин Н.И. Расчет баланса обмена CO_2 между океаном и атмосферой по акватории Атлантического, Индийского и Тихого океанов // Исследование и освоение Мирового океана. – Л.: Ленинградский гидрометеорологический институт, 1978. – Вып. 65. – С. 48 - 60.
4. Методы гидрохимических исследований океана. – М.: Наука, 1978. – 271 с.
5. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. – М.: МГУ, 1981. – 272 с.
6. Полищук В.С., Замбрабоц Ф.С., Тимченко В.М. и др. Лиманы Северного Причерноморья. – К.: Наукова думка, 1990. – 204 с.
7. Романов А.С., Орехова Н.А., Игнатьева О.Г., Коновалов С.К., Овсянкий Е.И. Влияние физико-химических характеристик донных осадков на распределение микроэлементов на примере бухт Севастополя (Черное море) // Экология моря. – 2007. – Вып. 73 – С. 85 - 90.

углерода бухты Казачьей реализуется преимущественно в соответствие со схемой реакций «карбонатного насоса» (2).

Таким образом, из трех рассмотренных прибрежных акваторий две: Днепровско-Бугский лиман и Севастопольская бухта, представляют собой экосистемы, циклы углерода которых функционируют преимущественно по схеме «насоса органического углерода» (1), что делает эти водоемы стоками углекислого газа из атмосферы, и приводит к накоплению органического углерода в донных осадках. Накопление органического углерода приводит к понижению содержания неорганического углерода и водородного показателя и, как следствие, к изменению окислительно-восстановительного потенциала, что и способствует протеканию процессов сульфатредукции, которые сопровождаются образованием сероводорода и возникновению анаэробных зон в придонном слое вод и верхнем слое донных отложений как

8. Соколов В.С., Соколова Е.Г. Простой газометрический метод определения CaCO₃ в экспедиционных условиях // Химический анализ морских осадков. – М.: Наука, 1980. – С. 42 - 46.
9. Хоружий Д.С. Опыт прямого определения парциального давления углекислого газа (pCO₂) и концентрации растворенного неорганического углерода (TCO₂) в прибрежных водах Черного моря летом 2009 г. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: МГИ НАН Украины, 2009. – Вып. 20. – С. 195 - 203.
10. Kempe S. Coastal seas: A net source or sink of atmospheric carbon dioxide? – Texel, Nederland: LOICZ, 1995. – 434 p.
11. Millero F.J. Chemical oceanography. – CRC Press, 1996. – 469 p.
12. Unesco technical papers in marine science. Thermodynamic of the carbon dioxide system in seawater. – Unesco, 1987. – № 51. – Pp. 3 - 21.
13. Zeebe R. E, Wolf-Gladrow D. CO₂ in seawater: equilibrium, kinetics, isotopes. Elsevier Oceanography Series, 65. – 2001. – 346 p.

УДК 574.5/.6(262.5)

УЧАСТИЕ ДЕНИТРИФИЦИРУЮЩИХ БАКТЕРИЙ В ПРОЦЕССАХ САМООЧИЩЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ ОТ УГЛЕВОДОРОДОВ НЕФТИ

Н. В. Бурдян

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины (ИнБЮМ НАНУ)

Из прибрежных наносов акватории г. Севастополя (Черное море) выделено 30 штаммов денитрифицирующих бактерий. Доля культур, участвующих в трансформации углеводородов нефти, составила в них 47 %, рост на дизельном топливе отнесен к 37 % культур.

Ключевые слова: денитрифицирующие бактерии, нефть, прибрежные наносы, Черное море

Изучение потенциальной способности денитрифицирующих бактерий участвовать в процессах самоочищения прибрежной зоны моря от углеводородов нефти представляет научный и практический интерес. Несмотря на то, что анаэробная деструкция нефтяных углеводородов перечисленной группой микроорганизмов изучалась многими исследователями [1, 3 и др.], объектами исследований, как правило, служили бактерии, выделенные из донных осадков и морской воды. Прибрежная зона моря на линии уреза подобными исследованиями практически не охвачена.

В этой связи целью работы было изучить способность штаммов денитрифицирующих бактерий, изолированных из прибрежных наносов, использовать нефть и дизельное топливо (соляр) в качестве единственного источника углерода и энергии.

Материал и методы

Объектом исследования служили штаммы денитрифицирующих бактерий, выделенные из прибрежных наносов акватории г. Севастополя. Отбор проб производили на двух станциях, различных по уровню нефтяного загрязнения, что давало возможность сравнить способности бактерий использовать нефтяные углеводороды, исходя из среды их обитания. Так, ст. 1 находится на северной стороне Севастопольской бухты в непосредственной близости от действующего причала, ст. 2 – на побережье открытого моря в районе пляжа Учкуевка. Соответственно, содержание нефтяных углеводородов на данных станциях составляет 46,5 и 0,5 (мг/100 г). Пробы прибрежных наносов были отобраны в ноябре 2006 г., феврале, мае и августе 2007 г.

Материал отбирали с поверхностного слоя (не глубже 5 см), стерильно помещали в склянки с притертymi пробками. Для выделения культур использовали общепринятые подходы, которые описаны в [2]. Способность и интенсивность роста бактериальных культур на нефтяных углеводородах определяли посевом выделенных культур на среду Диановой-Ворошиловой с последующим добавлением источника углерода [1]. В качестве источника нефтяных углеводородов использовали дизельное топливо (соляр) и нефть. Рост на минеральной среде с нефтепродуктами оценивали визуально, по характерным показателям роста микроорганизмов.

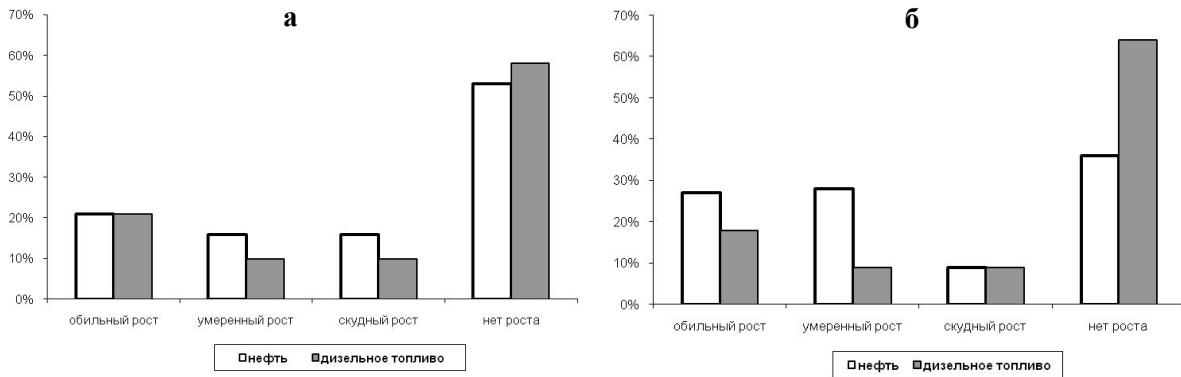
Результаты и обсуждение

Из прибрежных наносов на ст. 1 выделено 19 штаммов денитрифицирующих бактерий. Рост на нефти отнесен к 47 % от выделенных культур, на дизельном топливе – 42 %. Обильный рост на нефти и дизельном топливе отнесен к равному количеству культур со ст. 1 (рисунок, а).

На ст. 2 получено 11 штаммов денитрифицирующих бактерий. Большинство культур, изолированных из проб ст. 2, было не способно к окислению дизельного топлива, только 36 % штаммов росло на указанном источнике углеводорода. Рост на нефти отнесен к 64 % от выделенных штаммов. Культуры ст. 2 обильнее росли на нефти, чем на дизельном топливе (рисунок, б).

Обильный рост на дизельном топливе чаще отнесен к культурам, выделенным на ст. 1, что, по всей видимости, вызвано большей адаптацией бактерий к повышенным концентрациям дизельного топлива на данной станции.

По культуральным признакам колонии денитрифицирующих бактерий отличались однообразием: видимо, содержание данной группы бактерий в прибрежных наносах носит больше количественный, чем качественный характер. Отмечено, что обильный рост на нефтяных углеводородах чаще наблюдался у пигментированных бактериальных колоний. По культуральным признакам колонии денитрифицирующих бактерий в основном были однообразными: круглые, правильной формы, крупные (2 - 3 мм), выпуклые, однородные, непрозрачные, вокруг колоний про-



Рост штаммов денитрифицирующих бактерий на минеральной среде с добавлением нефти и дизельного топлива: а – ст. 1; б – ст. 2

исходило интенсивное подщелачивание среды. Наибольшее количество активных бактериальных культур выявлено в мае 2007 г. и, возможно, это в определенной мере связано с увеличением естественного содержания биогенов в весенний период развития фитопланктона.

Вывод

Из прибрежных наносов ст. 1 и ст. 2 выделено 30 штаммов денитрифицирующих бактерий. Из них доля культур, участвующих в трансформации углеводородов нефти, составила 47 %, рост на дизельном топливе показало 37 % от полученных культур. В большинстве случаев активный рост отмечен у культур, выделенных из проб станции с наибольшим содержанием нефтяных углеводородов. Приведенные данные свидетельствуют о способности денитрифицирующих бактерий, обитающих в контактной зоне «суша - море», участвовать в процессах деструкции углеводородов нефти.

Литература

1. Миронов О.Г., Миловидова Н.Ю., Щекатурина Т.Л. и др. Биологические аспекты нефтяного загрязнения морской среды / под ред. О.Г. Миронова. – К.: Наукова думка, 1988. – 248 с.
2. Практикум по микробиологии : Учебн. пособие для студ. высш. учебн. заведений / ред. А.И. Нетрусов. – М.: Академия, 2005. – 608 с.
3. Schocher Riet J., Seyfried B., Vazquez1 F. et al. Anaerobic degradation of toluene by pure cultures of denitrifying bacteria // Archives of Microbiology. – 1991. – V. 157, № 1. – Pp. 7 - 12.

УДК 574.5 (504.054:546.36.027) (262.54)

СОДЕРЖАНИЕ ЦЕЗИЯ 137 В КОМПОНЕНТАХ ЭКОСИСТЕМЫ АЗОВСКОГО МОРЯ И ТАГАНРОГСКОГО ЗАЛИВА В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

Н. А. Небесихина, И. Д. Мхитарьян

Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «АзНИИРХ»)

Представлены результаты мониторинга содержания цезия-137 в донных отложениях и тканях основных промысловых видов рыб в Азовском море (восточная часть) и Таганрогского залива в период 2005 - 2011 гг. Удельная объемная активность Cs-137 в донных отложениях варьировала в Таганрогском заливе от предела обнаружения (< 3 Бк/кг) до 32,2 Бк/кг, в центральной части Азовского моря она составляла 55,4 Бк/кг. Максимальная активность радиоцезия в отдельных пробах тканей судака и бычка кругляка Азовского моря достигала 1,9 Бк/кг.

Ключевые слова: радиологический мониторинг, Cs-137, донные отложения, промысловые виды рыб

Введение

Среди техногенных радионуклидов особую опасность представляет долгоживущий цезий-137 с периодом полураспада $30 \pm 0,2$ года. Для него характерна высокая подвижность в экологических цепях природной среды и способность накапливаться в ее звеньях.

Основным источником поступления Cs-137 являются испытания ядерного оружия и предприятия ядерной энергетики. Потенциальные источники поступления Cs-137 в природную среду - сбросы из АЭС радиоактивных веществ в открытые пресноводные водоемы и хранилища радиоактивных отходов.

Преобладающим источником радиоактивного загрязнения внутреннего и сравнительно небольшого по площади Азовского моря является активный дренаж и вынос стоками рек Cs-137 с загрязненных водосборов основных рек Приазовья – Дон и Кубань. Сама акватория моря и водосборы Приазовья загрязнялись дважды: глобальными выпадениями в период ядерных испытаний и в период после аварии на Чернобыльской АЭС.

Удельная объемная активность Cs-137 достигала в илистых донных отложениях Азовского моря в 1970 г. – 91,4 Бк/кг и в 1988 г. – 264 Бк/кг [2, 3].

В организм гидробионтов Cs-137 поступает двумя путями: непосредственно из воды и основная часть с пищей. Степень накопления радионуклида обусловлена биологическими и физиологическими особенностями каждого вида рыб [4, 5].

В связи с работой Ростовской АЭС и крупных металлургических предприятий г. Таганрога (Россия) и г. Мариуполя (Украина) своевременное получение информации об уровне накопления и распределения радионуклидов в компонентах экосистем Азовского моря и Таганрогского залива является важнейшей задачей природоохранительных мероприятий.

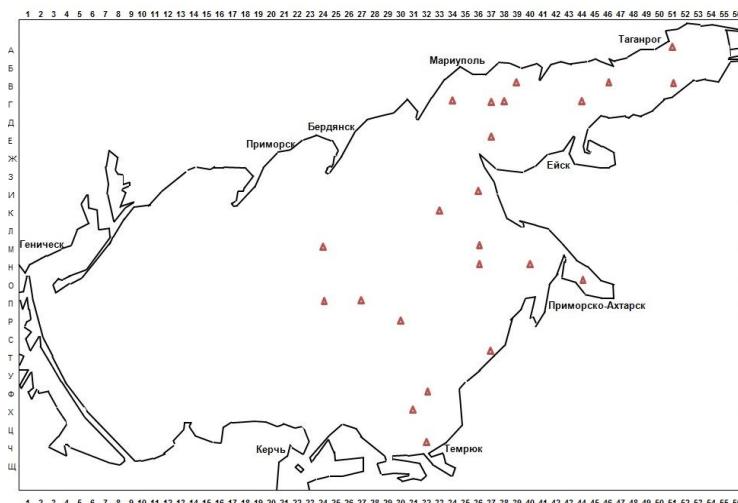
Материалы и методы

В работе представлены данные радиоэкологического мониторинга донных отложений и рыб, отобранных в Таганрогском заливе и в восточной части Азовского моря в период 2005 - 2011 гг. Отбор проб осуществлялся в соответствии со стандартной сеткой станций мониторинга загрязнения среды и гидробионтов ФГУП «АзНИИРХ» (рисунок).

Пробы основных промысловых объектов: лещ (*Abramis brama* (L.)), бычок кругляк (*Neogobius melanostomus* (E.)), тарань (*Rutilus r. heckelii* (L.)), пиленгас (*Mugil soiuy*), карась серебряный (*Carassius gibelio*(B.)), хамса (*Engraulis encrasicolus* (A.)), сельдь азово-черноморская (*Alosa kessleri pontica*(E.)), судак (*Stizostedion lucioperca* (S.)) были отобраны в Таганрогском заливе, Ахтарском, Ачуевском и Темрюкском районах Азовского моря из ставных неводов КНП ФГУП «АзНИИРХ» и во время проведения радиологических рейсов.

Верхний слой (10 - 15 см) донных отложений массой 1000 - 1300 г отбирали дночерпателем Петерсена. Для составления одной пробы навеской 1000 - 1500 г мышечной ткани использовалось не менее 3 экземпляров одного вида рыб.

СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ



Сетка станций мониторинга загрязнения донных отложений и рыбы цезием-137

средне-мелкозернистого песка с содержанием раковин моллюсков. Наибольшие значения Cs-137 зарегистрированы в образцах мелкоалеврито-пелитовых илах Белосарайского залива. Разброс минимальных значений удельной активности Cs-137 в донных отложениях отмечен в районе Беглицкой косы – 3,3 - 8,3 Бк/кг, а максимальных значений в районе г. Мариуполь – 23,3 - 30,0 Бк/кг (табл. 1).

Содержание Cs-137 в донных отложениях Азовского моря. В табл. 2 представлены результаты радиологического мониторинга донных отложений восточной части Азовского моря следующих районов: Камышевато-Должанский, Ахтарский, Ачуевский и Темрюкский. В восточной части Азовского шельфа на глубине 9 - 11 м в мелко- и крупноалевритовых илах средние значения содержания Cs-137 были незначительны и варьировали от 3,9 до 14,7 Бк/кг.

В центральной части моря на глубине 13 м, где преобладают глинистые илы, зарегистрированы наиболее высокие значения Cs-137. По среднемноголетним значениям уровень удельной активности Cs-137 в центральной части Азовского моря колеблется от 20,7 до 30,8 Бк/кг, разброс минимальных значений приурочен к квадрату 30Р (14,3 - 25,1 Бк/кг), а максимальные значения отмечены в квадрате 24П (19,4 - 55,4 Бк/кг). В исследуемый период в квадрате 24М наблюдались наибольшие колебания (4,4 - 40,3 Бк/кг) содержания удельной активности Cs-137 (табл. 2).

Анализ полученных данных по содержанию Cs-137 в донных отложениях показал, что максимальные значения активности Cs-137 зафиксированы в западной части Таганрогского залива и в глубинных районах центральной части Азовского моря с высоким содержанием органических веществ и глинистых частиц, обладающих высокой адсорбционной способностью [1]. Значительные колебания концентраций Cs-137 связаны с мелководностью моря и высокой ролью ветрового и конвективного перемещения, вследствие которых возможны вторичные загрязнения радионуклидам водных масс [6].

Содержание Cs-137 в мышечной ткани промысловых видов рыб Азовского моря и Таганрогского залива. В ходе

радиологического мониторинга получена общая картина распределения Cs-137 в тканях гидробионтов, отловленных в Азовском море и Таганрогском заливе (табл. 3).

Радиоэкологические исследования, проведенные в период 2005 - 2001 гг.

Удельная объемная активность Cs-137 в мягких тканях промысловых видов рыб определялась в нативной пробе, а донных отложениях – в предварительно высушенных пробах на спектрометрической установке МКС-01А «МУЛЬТИРАД-гамма».

Результаты и их обсуждения

Содержание Cs-137 в донных отложениях Таганрогского залива. Среднемноголетние значения уровня содержания Cs-137 в донных отложениях Таганрогского залива варьировали от 4,6 Бк/кг до 26,1 Бк/кг. Наименьшие значения радиоцезия отмечены в образцах

Таблица 1 – Среднемноголетние значение содержания Cs-137 в донных отложениях Таганрогского залива в период 2005 - 2011 гг.

Место отбора проб (квадрат)	Удельная активность цезия 137, Бк/кг		
	среднее	min	max
51 А	10,1	7,0	14,1
51 В	7,6	3,3	15,8
39 В	13,0	<3	18,9
46 В	4,6	3,3	8,3
34 Г	26,1	23,3	30,0
37 Г	19,5	8,9	32,2
38 Г	18,2	14,2	28,8
44 Г	8,9	5,0	12,8
37 Е	15,4	8,2	22,4

Таблица 2 – Содержание Cs-137 в донных отложениях Азовского моря

Место отбора проб (район, квадрат)	Удельная активность цезия 137, Бк/кг							среднемноголетнее значение		
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	среднее	min	max
Камышевато-Должанский район										
36 И	3,9	<3	<3	<3	5,1	8,6	34,6	8,7	<3	34,6
33 К	<3	36,8	11,2	5,3	<3	9,3	8,4	11,0	<3	36,8
36 М	11,1	<3	33,8	27,9	3,5	10,0	9,5	14,1	<3	33,8
Ахтарский район										
36 Н	<3	<3	<3	<3	3,8	13,3	не опр.	4,9	<3	13,3
40 Н	4,6	6,7	3,7	4,4	4,7	14,6	не опр.	6,5	3,7	14,6
44 О	<3	3,6	<3	<3	<3	7,7	не опр.	3,9	<3	7,7
Ачуевский район										
37 Т	5,6	5,4	6,8	7,1	3,6	не опр.	48,4	12,8	3,6	48,4
Темрюкский район										
32 Ф	10,4	10,2	9,7	9,2	6,4	37,1	30,4	16,2	6,4	37,1
31 Х	10,8	9,6	10,1	9,0	не опр.	20,8	не опр.	12,1	9,0	20,8
32 Ч	11,3	9,6	10,1	9,0	<3	51,6	не опр.	15,8	<3	51,6
Центральная часть моря										
24 М	24,4	4,5	4,4	не опр.	18,4	40,3	32,1	20,7	4,4	40,3
24 П	27,2	28,0	30,2	19,4	24,6	55,4	не опр.	30,8	19,4	55,4
27 П	25,7	23,7	22,7	14,3	23,7	53,5	43,2	29,5	14,3	53,5
30 Р	24,0	22,1	25,1	14,3	не опр.	не опр.	не опр.	21,4	14,3	25,1

Таблица 3 – Среднемноголетние значения содержания Cs-137 в промысловых видах рыб Азовского моря и Таганрогского залива в период 2005 - 2011 гг.

Вид рыб	Удельная активность цезия 137, Бк/кг		
	среднее	min	max
Таганрогский залив			
Лещ	0,3	0	1,4
Бычок кругляк	0,9	0,5	1,8
Тарань	0,3	0	1,2
Карась	0,4	0,2	1,3
Северная часть моря			
Судак	1,1	1,0	1,2
Пиленгас	1,1	1,1	1,3
Бычок кругляк	1,5	1,3	1,9
Камышевато-Должанский район			
Судак	1,4	1,2	1,9
Пиленгас	1,6	1,4	1,8
Бычок кругляк	1,3	1,1	1,4
Ахтарский район			
Судак	1,4	0,6	1,7
Пиленгас	1,3	0	1,8
Карась	1,3	0,5	1,6
Бычок кругляк	1,3	0,3	1,9
Ачуевский район			
Судак	0,6	0	1,3
Пиленгас	0,4	0	1,1
Карась	0,8	0,2	1,4
Бычок кругляк	1,2	0	1,6
Темрюкский район			
Судак	1,1	1,0	1,3
Пиленгас	1,2	0,6	1,4
Карась	1,2	0,5	1,5
Центральная часть моря			
Судак	1,3	1,1	1,6
Пиленгас	1,4	1,2	1,8

в Азовском море и Таганрогском заливе, показали общую картину накопления Cs-137 у рыб разных трофических уровней.

Как видно из табл. 3, Cs-137 регистрировался не во всех исследованных образцах; при этом максимальная активность радиоцезия отмечается в отдельных пробах тканей судака и бычка кругляка, т. к. эти виды рыб являются конечным звеном трофической цепи.

Следует отметить тот факт, что в тканях черноморских мигрантов (хамса и сельдь азово-черноморская) содержание Cs-137 не регистрировалось. Это объясняется тем, что рыбы, обитающие в воде с более высокой соленостью, накапливают наименьшее количество радиоцезия [3].

Заключение

Сравнительный анализ полученных результатов в период 2005 - 2011 гг. показал, что удельная объемная активность Cs-137 в донных отложениях Азовского моря и Таганрогского залива находится на фоновом уровне, характерном для последних лет. Источником накопления радиоцезия в донных отложениях Азовского моря и Таганрогского залива остается чернобыльский след.

Концентрация Cs-137 в промысловых видах рыб Азовского моря и Таганрогского залива в период 2005 - 2011 гг. находится значительно ниже допустимого уровня содержания этого изотопа в живой рыбе и сырце и не представляет радиационной опасности [7].

Полученные результаты позволяют сделать вывод об отсутствии современного техногенного загрязнения радионуклидами, вызванного строительством и пуском Ростовской АЭС. Внедренная в ФГУП «АзНИИРХ» система радиологического мониторинга акватории бассейна Азовского моря позволяет получать данные и проанализировать динамику радионуклидов в водных экосистемах юга России.

Литература

1. Бессонов О.А., Давыдов М.Г. // Атомная энергия. – 1985. – Т. 79, вып. 3. – С. 211.
2. Горикова Т.И. Современные осадки морей и океанов. – М., 1961. – С. 477 - 503.
3. Давыдов М.Г. Радиоэкология. – <http://phys.rsu.ru/web/nuclear/radioecologie/index.htm>.
4. Зарубин О.Л. Количественные характеристики путей поступления ^{137}Cs в организм карпа (*Cyprinus carpio* (L.)) и канального сома (*Ictalurus punctatus* (Faf.)) водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 3. – С. 74 - 80.
5. Зарубин О.Л. Оценка коэффициентов перехода ^{137}Cs по трофической цепи «Взвеси → Щука» в разных водоемах // Ядерна фізика та енергетика. – 2007. – № 1 (19). – С. 109 - 114.
6. Матиев Г.Г., Макаревич П.Р., Матиев Д.Г. и др. Комплексные экологические исследования Азовского моря (по итогам экспедиции ММБИ на э/с «Гидрофизик» сентябрь 1997 г.) : препринт. – Мурманск: ООО «МИП-999», 1998. – С. 44 - 49.
7. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов // Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы : СанПиН 2.3.2.1078-01. – М., 2002. – С. 39.

УДК: 504.054(551.35+556.11):632.95(262.54)

ИССЛЕДОВАНИЕ ОСТАТОЧНЫХ КОЛИЧЕСТВ ПЕСТИЦИДОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ АЗОВСКОГО МОРЯ В ВЕСЕННИЙ ПЕРИОД 2011 Г.

Л. А. Бугаев, А. В. Войкина, В. А. Валиуллин, Ю. Э. Карпушина

Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства (ФГУП «АзНИИРХ»)

Проведено исследование по определению остаточных количеств пестицидов в воде и донных отложениях прибрежной зоны Азовского моря в весенний сезон. Определены значения концентраций поллютантов и оценена степень их опасности для гидробионтов. Показано, что весной 2011 г. вдоль побережья Таганрогского залива и восточной части Азовского моря концентрации растворенных в воде пестицидов были ниже предельно-допустимых значений (ПДК), разработанных для водоемов рыбохозяйственного пользования. Основываясь на спектре токсикологических параметров для каждого из обнаруженных пестицидов, определен уровень опасности выявленного загрязнения для различных трофических звеньев гидробионтов. Сравнительный анализ различных участков прибрежных акваторий по показателю пестицидного загрязнения выявил более высокие концентрации токсикантов в Таганрогском заливе. Аналогичное соотношение по участкам выявлено и в показателях накопления пестицидов в донных отложениях, что связано, по всей видимости, с особенностями грунтов (доли песчаной, глинистой, ракушечной составляющих). Обнаружение пестицидов в водной среде является тревожным сигналом наличия потенциальной опасности для гидробионтов и требует непрерывного мониторинга с целью предупреждений негативных последствий данного вида загрязнения.

Ключевые слова: пестициды, действующие вещества, пестицидное загрязнение, ПДК, Таганрогский залив, Ясенский залив, хроматографирование, ВЭЖХ

Введение

Азовское море – высокопродуктивный солоноватый водоем, отличительной чертой которого является его мало- и мелководность, относительная замкнутость, высокая доля речного стока в общем объеме морских вод, слабый водообмен через Керченский пролив с Черным морем, специфический термический и ветровой режимы [1].

Начиная со второй половины XX века, Азовское море испытывает наиболее сильное и постоянно увеличивающееся антропогенное влияние. Среди разнообразных химических экотоксикантов антропогенного происхождения к числу наиболее опасных для окружающей среды и здоровья населения относятся пестициды, интенсивно использующиеся в качестве химических средств защиты растений. В настоящее время активное применение находят свыше 600 наименований пестицидов, для синтеза которых используются более 1500 видов химических соединений [6].

Основной водосбор Азовского моря приходится на Ростовскую область и Краснодарский край – регионы, традиционно считающиеся сельскохозяйственными. Масштабное применение современными аграрными хозяйствами различных ядохимикатов (гербициды, инсектициды, акарициды и др.) создает угрозу попадания веществ через поверхностные, дренажные и грунтовые воды в экосистему Азовского моря. Пестициды, попадая в воду, а затем в организм гидробионтов, включаются в метаболизм, могут оказывать негативное воздействие на водные организмы всех уровней организации, в том числе на рыб.

Оценка загрязненности окружающей среды важна для объяснения тех или иных феноменов, наблюдавшихся в различных уровнях организации Жизни. Гидробионты, в силу своей биологии, гораздо в большей степени, чем наземные организмы, подвержены тем или иным негативным влияниям в случае загрязнения среды поллютантами различной природы. Поликанальность поступления токсиканта в организм обеспечивается через жаберный аппарат, желудочно-кишечный тракт и кожные покровы.

Помимо воды, как фактора среды, высок также интерес к донным отложениям. Качественный и количественный анализ загрязненности донных отложений позволяет дать оценку состояния водной экосистемы не только в географическом (конкретное место), но и в историческом аспектах. Особенностью донных отложений является низкая, по сравнению с водными массами, подвижность, скорость деградации органических соединений и высокие, благодаря адсорбционной способности, коэффициенты накопления [4]. При этом токсикологическая оценка кумулированных в донных отложениях персистентных веществ крайне затруднена из-за отсутствия утвержденных нормативов, аналогичных ПДК для водоемов рыбохозяйственного использования [5].

СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

В сезонной динамике весенний период характеризуется максимальными в течение года уровнями содержания загрязняющих веществ различной природы, что связано, скорее всего, с низкой интенсивностью деструкции высокомолекулярных органических соединений вследствие низких зимних температур и смытом поллютантов во время зимнего и весеннего снеготаяния с прилегающих к водоему площадей суши.

Целью исследования являлась оценка содержания остаточных количеств пестицидов в воде и донных отложениях в прибрежной зоне различных участков акватории Азовского моря в весенний период 2011 г.

Основная часть

Исследование проводилось в 2011 г. в весенний период в Азовском море и Таганрогском заливе. С этой целью был произведен отбор проб в прибрежной зоне акватории Азовского моря. Выбор станций отбора проб воды и донных отложений производился с учетом возможной географии источников загрязнения пестицидами и гидрологических особенностей моря, ответственных за перенос, распределение и вынос загрязняющих веществ. География отбора проб воды и донных отложений представлена на рисунке. Исследуемые станции отбора проб были разделены

на два участка акватории водоема: побережье Таганрогского и Ясенского заливов.

Химический анализ проб воды и донных отложений производился в лабораторных условиях и предусматривал количественное определение содержания действующих веществ пестицидов методом высокоэффективной жидкостной хроматографии. Условия хроматографирования были следующие: колонка 4,6 × 150 мм Reprosil-PUR ODS-3,5 мкм (Элсико, Россия); рабочая длина волны – 230 нм; терmostатирование – +40 °С; подвижная фаза: ацетонитрил – 0,005 М ортофосфорная кислота в соотношении 60 : 40 % (по объему) в изократическом режиме; скорость потока 0,6 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы – 10 мкл. Экстракция веществ проводилась согласно принятым методикам, описанным в методических указаниях и справочниках по аналитической экотоксикологии [2, 3].



Станции отбора проб воды и донных отложений в прибрежной зоне Таганрогского и Ясенского заливов

бочая длина волны – 230 нм; терmostатирование – +40 °С; подвижная фаза: ацетонитрил – 0,005 М ортофосфорная кислота в соотношении 60 : 40 % (по объему) в изократическом режиме; скорость потока 0,6 мл/мин; объем вводимого в хроматограф экстракта пробы – 10 мкл. Экстракция веществ проводилась согласно принятым методикам, описанным в методических указаниях и справочниках по аналитической экотоксикологии [2, 3].

Уровень пестицидного загрязнения воды в Азовском море – величина очень динамичная и не постоянная, что подтверждается многолетними наблюдениями. Флуктуации концентраций растворенных в воде токсикантов в условиях острых выбросов, могут достигать значительных величин. При этом различие между географически смежными районами исследований могут состоять не только в количестве, но и в качественном составе обнаруженных пестицидов. В этой связи целесообразно получать усредненные данные на основе некоторой сетки станций для описания экологического состояния более-менее крупных областей акватории водоема.

В воде Таганрогского залива с 2008 по 2010 гг. обнаруживались действующие вещества пестицидов 13 наименований (табл. 1). При этом на отдельных станциях качественный состав поллютантов мог насчитывать от 1 до 5 наименований. В 15 % случаев в пробах воды пестициды обнаружены не были вообще. В 2011 г. в воде встречались 10 различных действующих веществ пестицидов. При этом для имазалила, имазетапира, фамоксадона, ципросульфамида обнаруженные в 2011 г. концентрации были максимальными в исследуемом ряду лет. Пестицид пенцикурон был обнаружен только весной 2011 г. и не встречалось в предыдущие годы. Наиболее часто в

Таблица 1 – Содержание пестицидов в воде прибрежной зоны Азовского моря в весенний период (числитель – среднее значение, знаменатель – min - max), мкг/л

Наименование пестицида	Таганрогский залив		Ясенский залив	
	средне-многолетние	2011 г.	средне-многолетние	2011 г.
Имазалил	0,72 <ПО - 0,82	0,10 <ПО - 0,95	<ПО	0,05 <ПО - 0,22
Имазетапир	0,14 <ПО - 0,20	0,27 <ПО - 1,76	<ПО	<ПО
Имидаклоприд	0,96 <ПО - 3,20	0,17 <ПО - 1,68	<ПО	<ПО
Ипродион	0,23 <ПО - 0,29	0,03 <ПО - 0,30	<ПО	0,03 <ПО - 0,12
Метрибузин	0,59 <ПО - 2,56	0,39 <ПО - 2,20	3,46 <ПО - 6,76	0,19 <ПО - 0,78
Пенцикурон	<ПО	0,02 <ПО - 0,21	<ПО	<ПО
Тебуконазол	2,12 <ПО - 2,12	<ПО	6,43 <ПО - 6,43	<ПО
Тиаметоксам	<ПО	<ПО	0,53 <ПО - 2,64	<ПО
Фамоксадон	0,27 <ПО - 0,27	0,04 <ПО - 0,41	<ПО	<ПО
Флорасулам	0,98 <ПО - 2,29	<ПО	3,41 <ПО - 4,31	<ПО
Флумиоксазин	0,30 <ПО - 0,40	0,03 <ПО - 0,35	0,54 <ПО - 0,78	0,01 <ПО - 0,04
Ципроконазол	1,67 <ПО - 1,89	<ПО	<ПО	<ПО
Ципросульфамид	0,08 <ПО - 0,14	0,18 <ПО - 1,36	0,02 <ПО - 0,02	0,02 <ПО - 0,10
Этабоксам	0,78 <ПО - 1,10	<ПО	<ПО	<ПО
Этофумезат	0,53 <ПО - 0,53	0,49 <ПО - 4,88	<ПО	<ПО

Примечание: среднемноголетние показатели рассчитывались за период 2008 - 2010 гг.; «—» – вещество не обнаруживалось ни в одной пробе; «ПО» – аналитический предел обнаружения вещества методикой.

пробах воды из Таганрогского залива фиксировались имидаклоприд, метрибузин, флумиоксазин, ципросульфамид (табл. 2).

При анализе загрязнения среды обитания важно определить, каковы в этой связи последствия для биологических систем. В токсикологии существует целый ряд количественных показателей для каждого из возможных поллютантов, описывающих опасность для живых организмов (табл. 3). Важным показателем является пороговая концентрация, отражающая величину, ниже которой загрязняющее вещество безопасно для биологических систем любого уровня организации - от молекулярного до популяционного.

Токсикологический анализ выявленного загрязнения воды из Таганрогского залива показал, что ни в одной из исследованных проб за период наблюдения концентрации пестицидов не превышали значение ПДК, разработанные для водоемов рыбохозяйственного пользования. Таким образом, пестицидное загрязнение воды было незначительным и не представляло угрозы для гидробионтов всех трофических уровней организации.

В Ясенском заливе с 2008 по 2010 гг. были обнаружены действующие вещества пестицидов 6 наименований (см. табл. 1). При этом частота встречаемости веществ в пробах составляла не более 25 %.

Весной 2011 г. было выявлено 5 веществ, при этом имазалил и метрибузин в предыдущие годы не встречались. В каждой из проанализированных проб было обнаружено по одному наименованию действующих веществ, и в каждом отдельном случае – разное (табл. 2).

Таблица 2 – Частота встречаемости пестицидов в пробах воды (%)

Наименование пестицида	Таганрогский залив		Ясенский залив	
	средне-многолетние	2011 г.	средне-многолетние	2011 г.
Имазалил	21	10		25
Имазетапир	29	20		
Имидаклоприд	36	10		
Ипредион	14	10	25	25
Метрибузин	36	40		25
Пенцикурон		10		
Тебуконазол	7		13	
Тиаметоксам			13	
Фамоксадон	7	10		
Флорасулам	21		25	
Флумиоксазин	43	10	25	25
Ципроконазол	14			
Ципросульфамид	43	50	13	25
Этабоксам	14			
Этофумезат	14	10		

Примечание: среднемноголетние показатели рассчитывались за период 2008 - 2010 гг.

Таблица 3 – Краткая токсикологическая характеристика пестицидов, обнаруженных в воде, мкг/л

Действующее вещество	Пороговая концентрация	Значение ЛК ₅₀ для рыб	Значение ЛК ₅₀ для бентоса	Значение ПДК
Имазалил	5	37	1500	1
Имазетапир	2000	310000	1000000	400
Имидаклоприд	3000	240000	221000	1000
Ипредион	250	1850	173000	125
Метрибузин	1000	6950	31400	500
Пенцикурон	50	1000000	923680	10
Тебуконазол	200	5600	15320	100
Тиаметоксам	1000	186000	412000	1000
Фамоксадон	25	710	179800	7
Флорасулам	500	242000	413000	100
Флумиоксазин	200	19800	537870	40
Ципроконазол	100	18900	17500	7
Ципросульфамид	500	30100	1000000	10
Этабоксам	10	55300	370	6
Этофумезат	100	620	22000	7

ных отложений в одних и тех же точках отбора проб не совпадает, что связано с их особенностями как субстратов. В донных отложениях Таганрогского залива в 2008 - 2010 гг. были выявлены действующие вещества пестицидов 11 наименований, в 2011 г. – 5 наименований (табл. 4), среди них тиаметоксам, фамоксадон и этофумесат были отмечены впервые.

Наиболее распространенные поллютанты, выявленные за период 2008 - 2011 гг. в Таганрогском заливе это: имазалил, имазетапир, имидаклоприд, ипредион и метрибузин (табл. 5).

Загрязненность пестицидами донных отложений Ясенского залива была значительно ниже, чем Таганрогского залива. За весь период исследований в прибрежной части были выявлены 8 наименований действующих веществ, при этом частота встречаемости в пробах даже наиболее распространенных из них (имазетапир) не превышала 33 % (табл. 5). Следует отметить, что весной 2011 г. ни в одной из проб донных отложений искомые пестициды обнаружены не были.

Причины более редкого обнаружения пестицидов в донных отложениях прибрежной зоны Ясенского залива могут заключаться в составе грунтов – более значительное, чем в Таганрогском заливе количество в пробах песчано-ракушечной составляющей.

В исследованных пробах воды из Ясенского залива за весь период исследований концентрации пестицидов так же не превышали предельно допустимых значений.

Сравнение исследуемых акваторий Азовского моря показывает, что и качественно и количественно вода в Таганрогском заливе была более загрязнена пестицидами. Объясняться это может следующим: объемы стока р. Дон значительно превышают сток р. Протока, Бейсугского и Ахтарских лиманов, процессы разбавления водных масс в Таганрогском заливе водами Азовского моря менее интенсивны, снежный покров, а, следовательно, и объемы снеготаяния на территории Ростовской области более выражен, чем в Краснодарском крае.

Сравнительные исследования показали, что количественный состав пестицидного загрязнения воды и дон-

Таблица 4 – Содержание пестицидов в донных отложениях прибрежной зоны Азовского моря в весенний период (числитель – среднее значение, знаменатель – min - max), мг/кг сухой массы

Наименование пестицида	Таганрогский залив		Ясенский залив	
	среднемноголетние	2011 г.	среднемноголетние	2011 г.
Имазалил	0,071 <ПО - 0,149	<ПО	<ПО	<ПО
Имазетапир	0,033 <ПО - 0,052	0,002 <ПО - 0,008	0,016 <ПО - 0,031	<ПО
Имидаклоприд	0,077 <ПО - 0,310	<ПО	0,007 <ПО - 0,007	<ПО
Ипродион	0,360 <ПО - 1,000	<ПО	0,112 <ПО - 0,220	<ПО
Метрибузин	0,079 <ПО - 0,120	<ПО	0,014 <ПО - 0,021	<ПО
Пенцикурон	<ПО	<ПО	0,080 <ПО - 0,080	<ПО
Тебуконазол	0,340 <ПО - 0,340	<ПО	<ПО	<ПО
Тиаметоксам	<ПО	0,040 <ПО - 0,198	<ПО	<ПО
Фамоксадон	<ПО	0,013 <ПО - 0,066	<ПО	<ПО
Флорасулам	0,147 <ПО - 0,240	<ПО	<ПО	<ПО
Флумиоксазин	0,011 <ПО - 0,020	<ПО	<ПО	<ПО
Ципроконазол	0,123 <ПО - 0,130	<ПО	0,635 <ПО - 0,720	<ПО
Ципросульфамид	0,003 <ПО - 0,003	0,001 <ПО - 0,007	<ПО	<ПО
Этабоксам	0,090 <ПО - 0,090	<ПО	0,260 <ПО - 0,260	<ПО
Этофумезат		0,006 <ПО - 0,030	0,043 <ПО - 0,050	<ПО

Примечание: обозначения см. табл. 1.

Таблица 5 – Частота встречаемости пестицидов в пробах донных отложений (%)

Наименование пестицида	Таганрогский залив		Ясенский залив	
	среднемноголетние	2011 г.	среднемноголетние	2011 г.
Имазалил	42			
Имазетапир	42	50	33	
Имидаклоприд	67		11	
Ипродион	42		22	
Метрибузин	58		22	
Пенцикурон			11	
Тебуконазол	8			
Тиаметоксам		25		
Фамоксадон		25		
Флорасулам	24			
Флумиоксазин	24			
Ципроконазол	32		22	
Ципросульфамид	8	25		
Этабоксам	16		11	
Этофумезат		25	22	

Примечание: обозначения см. табл. 2.

Токсичные вещества, аккумулированные в донных отложениях, могут составлять угрозу, прежде всего бентосным организмам, а также бенто- и детритофагам. Среди обнаруженных веществ наиболее опасными для донных организмов являются имазалил и этабоксам (см. табл. 3); для рыб бенто- и детритофагов – имазалил, фамоксадон и этофумезат. Тем не менее, в силу связанности молекул пестицидов с частицами донных отложений, реальную токсическую опасность для гидробионтов обнаруженных действующих веществ определить затруднительно.

Заключение

Таким образом, проведенные исследования показали, что в абиотических компонентах экосистемы Азовского моря обнаруживается ряд действующих веществ пестицидов. При этом, загрязненность воды и донных отложений в Таганрогском заливе выше, чем на акватории Ясенского залива, что может объясняться особенностями их гидрологического режимов и характером донных отложений. Весной 2011 г. были обнаружены пестициды, ранее не встречавшиеся в ходе мониторинговых исследований и отражающие, по всей видимости, динамику ассортимента применяемых в региональном сельском хозяйстве ядохимикатов.

Обнаруженные в воде концентрации пестицидов не превышали предельно допустимых показателей (ПДК) и не оказывают, таким образом, негативного влияния ни на один из уровней трофической цепи Азовского моря. Тем не менее, хроническое воздействие выявленных действующих веществ даже при подпороговых концентрациях, а также кумуляция пестицидов в трофической цепи могут негативно сказаться на биоте водоема.

Литература

1. *Агатова А.И., Аржанова Н.В. и др. Пространственно-временная изменчивость органического вещества Азовского моря // Водные ресурсы. – 2008. – № 6. – С. 703 - 714.*
2. *Другов Ю.С., Родин А.А. Пробоподготовка в экологическом анализе. – СПб.: Анатолия, 2002. – 755 с.*
3. *Другов Ю.С., Родин А.А. Экологическая аналитическая химия. – СПб.: Анатолия, 2002. – 464 с.*
4. *Кленкин А.А., Корпакова И.Г., Конев Ю.В. и др. Фоновое содержание хлорорганических соединений в компонентах экосистемы Азовского моря // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. – 2006. – № 9. – С. 98 - 106.*
5. *Кленкин А.А., Павленко Л.Ф., Корпакова И.Г., Студеникина Е.И. Современная характеристика донных отложений Азовского моря по степени загрязненности комплексом наиболее опасных токсикантов // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 1. – С. 88 - 92.*
6. *Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Куликова-Хлебникова Е.Н., Охременко В.А. Предварительные результаты экспериментальных работ по химической детоксикации загрязненных пестицидами почвогрунтов // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2008. – № 43. – С. 26 - 31.*

КОМПЛЕКСНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ СЕВАСТОПОЛЬСКОЙ БУХТЫ

Н. А. Орехова, О. Г. Моисеенко, С. К. Коновалов

Морской гидрофизический институт Национальной академии наук Украины (МГИ НАНУ)

В работе проведена оценка экологического состояния Севастопольской бухты с применением различных индексов в качестве показателей качества среды. Использование PLI дает возможность оценить уровень загрязнения по одному или нескольким контаминациям и выявить зоны экологического риска. Данный показатель является удобным инструментом для оценки экологического состояния среды для неспециалистов в области морской химии. «Rain ratio parameter» позволяет определить приоритетный путь цикла углерода. Полярографическое профилирование дает возможность судить о процессах в осадках и механизмах загрязнения. Определено, что с каждым годом экологическое состояние вод Севастопольской бухты ухудшается. Показана важность комплексной оценки для получения объективной картины экологического состояния среды.

Ключевые слова: Севастопольская бухта, полярографическое профилирование, PLI, «rain ratio parameter»

В последние десятилетия возникла острая необходимость проведения природоохранных мероприятий морской среды Черного моря, в первую очередь прибрежной морской среды. Это связано с тем, что возрос уровень антропогенной нагрузки на прибрежные районы, увеличилась численность населения приморских городов, активизировался туризм и сопутствующие ему виды деятельности, при этом береговые ресурсы: энергетические, транспортные, водные, бытовые – остались большей частью на уровне прошлого века, а эффективное регулирование использования рекреационных ресурсов отсутствует. Официально признанное практически полное отсутствие мощностей очистки сточных вод привело к дополнительному потоку нестойкого органического вещества и биогенных элементов в водную толщу, результатом чего явилось активное потребление кислорода и его дефицит, вплоть до полного отсутствия и появления сероводорода в придонном слое воды некоторых прибрежных районов, например, Севастопольской бухты.

Загрязнение бухт, заливов и гаваней диктует необходимость вести разработку мероприятий по их охране и требует научного методологического подхода экологической оценки акваторий, который позволял бы сравнивать объекты с различным географическим положением.

Муниципальному менеджменту, представители которого в большинстве случаев не являются специалистами в области экологии и химии моря, очень трудно оценить насколько критична ситуация по результатам натурных научно-исследовательских работ, в частности, по концентрациям веществ, особенно в случаях, когда на них или на объекты исследования не существует нормативных документов. Улучшению ситуации могли бы способствовать разработки понятных для всех индексов, представленных в виде удобных для оценки безразмерных шкал.

В мировой практике в качестве одного из таких индексов для оценки загрязнения бухт и эстуариев достаточно широко и успешно используется Pollution Load Index (*PLI*) – индекс уровня загрязнения – относительный интегральный показатель концентрации загрязняющих веществ в донных отложениях.

$$PLI = 10^{(1-[Conc-B]/[T-B])},$$

где *PLI* – индекс уровня загрязнения; *Conc* – концентрация элемента (мг/г) в донных отложениях;

B – базовая концентрация (мг/г), характерная для донных отложений незагрязненной зоны;
T – пороговая концентрация элемента (мг/г) в донных отложениях, приводящая к гибели биоты.

Низкий уровень (*PLI* ≤ 1) соответствует очень загрязненному эстуарию, высокий уровень (*PLI* = 10) – практически незагрязненному водному бассейну [1, 5].

Данный индекс позволяет определять уровень загрязнения по одному конкретному загрязняющему веществу, дает возможность оценить уровень комплексного загрязнения набором загрязняющих веществ как консервативных, так и нестабильных, причем и в каждой точке объекта, и в целом в водоеме. Подобный подход оценки уровня химического загрязнения акваторий позволяет не только оценивать экологический статус акватории и выделять в ней зоны повышенного загрязнения, но и сравнивать объекты, с различными географическими, биогеохимическими, кли-

матическими и антропогенными условиями жизнедеятельности прибрежных акваторий [1]. Предпосылкой для создания и использования *PLI*, являются накопленные знания об эстuarных экосистемах и ожидаемых откликах биоценозов на различные виды загрязнения [5].

К сожалению, используя только *PLI*, нельзя рекомендовать пути защиты системы от загрязнения, т.к. данный индекс дает представление об уровне, но не о механизме загрязнения.

Для получения информации о механизмах и потоках загрязняющих веществ необходимы данные о вертикальном распределении и концентрациях основных веществ, принимающих участие в раннем диагенезе осадков. В частности, данные о: потреблении кислорода на окисление органического вещества и других восстановленных соединений, содержании восстановленных форм марганца, железа и серы, т. е. данные которые отражали бы результаты протекающих процессов.

Метод полярографического анализа с использованием Au-Hg микроэлектрода позволяет с высокой точностью и в условиях максимально приближенных к естественным получать вертикальные профили и концентрации таких соединений, как O₂, Mn (II, IV), Fe (II, III), H₂S (и другие формы восстановленных соединений серы) [4]. Как известно, окисленные формы этих соединений расходуются на окисление органического вещества, в результате чего возникают их восстановленные формы. Чем больше содержание органического углерода в донных осадках, тем интенсивнее идут процессы его окисления и расходование основных окислителей, соответственно существует большая вероятность появления восстановленных форм соединений не только в толще донных осадках, но и придонном слое воды. Поэтому, определение приоритета накопления органического или неорганического углерода донными осадками позволяет предполагать исчерпание окислителей и производство восстановленных форм. Для этого нами был использован параметр γ «*gain ratio parameter*» [2]. Этот показатель изменяется от 0 до 1. Если $\gamma = 0$, в донных осадках образуется только органическая форма углерода, если $\gamma = 1$, то образуется только неорганическая форма углерода.

По нашему мнению, комплексное использование индексов и данных вертикальным профилям соединений, позволяет определить не только степень загрязнения, но и выяснить причины и механизм загрязнения, и в будущем предложить сценарии развития ситуаций загрязнения, что позволит продуктивно взаимодействовать представителям научных исследований и управления состоянием прибрежной среды.

В качестве объекта исследования была выбрана Севастопольская бухта, которая в течение десятилетий подвергается активному антропогенному воздействию, являясь зоной интенсивного судоходства и судоремонта, портовой и разгрузочно-погрузочной акваторией, туристическим и рекреационным районом города. Кроме того, в воды бухты выведены бытовые и ливневые стоки. Подобное использование бухты, привело к деградации ее экосистемы, вследствие дополнительного поступления, в частности, биогенных элементов и органического вещества. Ограниченный по естественным причинам водообмен бухты с открытой частью моря, многократно уменьшенный вследствие постройки заградительного мола, и наличие мощных техногенных и антропогенных источников загрязнения привели к формированию в центральной части Севастопольской бухты буферной зоны между относительно чистыми мористыми участками и сильно загрязненными внутренними частями бухты. Наложение антропогенной нагрузки на специфические физические и гидродинамические условия способствует аккумуляции загрязнения в определенных участках бухты [3].

Наши исследованиями, которые охватывают период с 2003 по 2010 гг. определено, что большую часть бухты занимают донные осадки с низкими значениями индекса *PLI* 0 - 5 (индекс рассчитывался для наиболее распространенных загрязнителей, таких как Cd, Cr, Zn, Pb, Cu), исключение составляет район выхода из бухты (*PLI* ~7), это связано с интенсивной вентиляцией вод данного района бухты и большей способностью к самоочищению. Низкие значения индекса (т. е. высокий уровень загрязнения тяжелыми металлами) в остальных районах бухты сопровождается отсутствием кислорода или малой глубиной его проникновения в толщу осадков (не более 3 мм) и возникновением восстановленных условий среды. Однако нами отмечено увеличение со временем значений индекса в сторону более благоприятных условий от 0,1 в 2003 г. до 2,5 в 2010 г. Этот факт может свидетельствовать не об улучшении состояния экосистемы, а, напротив, об ее ухудшении. Вероятно, происходит вторичное загрязнение водной толщи и, в первую очередь, придонного слоя воды за счет увеличения миграционной способности металлов и их перехода из нерастворенных форм в растворенные. Поскольку данные, полученные с помощью полярографического профилирования, показывают уменьшение содержания растворенного кислорода в придонном слое воды и на поверхности осадков, уменьшение глубины его проникновения в осадки и возникновение восстановленных форм марганца, железа и серы, в качестве сульфидов.

Величина «gain ratio parameter» в настоящее время говорит о доминировании органической составляющей цикла углерода бухты. Уменьшение этого параметра от 0,57 в 2003 г. до 0,46 в 2008 г. свидетельствует о накоплении аллохтонного и автохтонного органического углерода донными осадками. Анализ пространственного распределения параметра γ по площади бухты показал, большая часть бухты занята осадками, обогащенными органическим углеродом и продолжающими их накапливать. Такая тенденция потребует повышенного расхода окислителей, первую очередь кислорода, что приводит к восстановленным, анаэробным условиям среды. Так, в некоторых частях бухты содержание сероводорода зарегистрировано на уровне, достигающем 10 % максимального содержания сероводорода в глубинных слоях Черного моря.

Дальнейшее использование вод Севастопольской бухты без должного внимания со стороны административных и природоохранных органов неминуемо приведет к драматическим изменениям в экосистеме бухты, когда не только будет окончательно разрушена экосистема бухты, но и сама бухта станет непригодна для целей рекреации и существования города на ее берегах.

Обсуждаемый в работе комплексный подход к оценке экологического состояния представляет собой удобный инструмент, который необходимо использовать, принимая стратегические решения по рациональному использованию ресурсов прибрежной зоны, планированию и управлению рекреационным потенциалом Крымского побережья. Предложенная методика может быть распространена на другие прибрежные города – Одессу, Керчь, Феодосию и т. д.

Работа выполнена при финансовой поддержке проектов «People for Ecosystem Based Governance in Assessing Sustainable Development of Ocean and Coast (PEGASO)», EC 7thFP «In situ monitoring of oxygen depletion in hypoxic ecosystems of coastal and open seas, and land-locked water bodies» (HYPOX, #226213), «Гіпоксія: виникнення та розвиток в районах з різними джерелами находження органічної речовини» (Шифр «Гипоксия»).

Литература

1. Игнатьева О.Г. Оценка уровня загрязнения Севастопольской бухты // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное обслуживание ресурсов шельфа : сб. научн. трудов. – Севастополь, 2007. – Вып. 15. – С. 50 - 56.
2. Моисеенко О.Г., Орехова Н.А. Исследование механизма многолетней эволюции цикла углерода в Экосистеме Севастопольской бухты // Мор. гидрофиз. журн. – 2011. – № 2. – С. 72 - 84.
3. Осадчая Т.С. Особенности пространственного распределения нефтяного загрязнения в Севастопольской бухте (Черное море) // Збірник матеріалів ІІ-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю. – С. 1 - 4. – Інтернет-спільнота «Промислова екологія». – <http://eco.com.ua/>
4. Brendel P.J., Luther III G.W. Development of a gold amalgam voltammetric microelectrode for determination of dissolved Fe, Mn, O₂, and S (-II) in porewaters of marine and freshwaters sediments // Envir. Sci. Technol. – 1995. – 29, № 3. – Pp. 751 - 761.
5. Wet J.D. et al. The application of two indices to Irish estuary pollution status // Estuarine management and quality assessment. – London: Plenum Press, 1985. – Pp. 147 - 165.

**НОВЫЙ ГИСТОЛОГИЧЕСКИЙ ЭКСПРЕСС-МЕТОД ОЦЕНКИ
ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ПЛАСТИЧНОСТИ ОРГАНОВ РЫБ НА ПРИМЕРЕ ПЕЧЕНИ
ЧЕШУЙЧАТОГО КАРПА (*CYPRINUS CARPIO LINNAEUS, 1758*)**

М. С. Козий, И. М. Шерман

Херсонский государственный аграрный университет

*Предложен альтернативный гистологический метод оценки экологической пластичности органов и тканей рыб. Показана его эффективность использования в условиях аквакультуры. Изучена цитоструктура печени однолетних особей чешуйчатого карпа (*Cyprinus carpio Linnaeus, 1758*). Доказано, что изменения цитоструктуры печени связаны с периодичностью морфогенетических процессов (роста, дифференциации и синхронной пролиферации клеток), что характерно в раннем постнатальном онтогенезе рыб. Установлено, что генерализованный эффект увеличения амплитуды колебаний цитоструктуры печени провоцируется физико-химическими параметрами среды обитания и связан с адаптивной перестройкой биоритмов. Показатели колебаний цитоструктуры печени рыб предлагаются использовать в качестве специфического теста в биомониторинге водной среды.*

Ключевые слова: рыба, печень, биомониторинг, среда обитания, токсиканты, адаптация, колебания цитоструктуры, липостаз

Изучение онтогенетических механизмов адаптаций рыб к разнообразным факторам, определение нормы и патологии является важным аспектом решения одной из проблем экологии – взаимодействия организма и среды. Представляется очевидным также то, что в условиях современной интенсификации рыбоводства в Украине, а также при использовании рыб в биологическом мониторинге как тест-объектов важно учитывать, что существенное влияние на компенсаторно-восстановительные реакции у гидробионтов животного происхождения оказывают возрастающие на гидросферу антропогенные нагрузки. В свое время было убедительно доказано, что переход от предличинок к личинкам является одним из самых критических периодов в раннем постнатальном онтогенезе рыб: в процессе перехода от эндогенного питания к экзогенному происходит резкое увеличение их смертности; после этого перехода диапазон стойкости к разнообразным факторам среды значительно расширяется [5]. Известно также, что печень рыб в особенности чувствительна к изменению состояния окружающей среды, о чем свидетельствует разнообразные изменения морфофункционального состояния органа вследствие действия на него токсикантов [6].

Опираясь на основные положения концепции биомаркеров, признанной в 1990-е г.г. прошлого века, можно сказать, что наиболее удачными являются биохимические, физиологические и гистологические показатели. Вместе с тем, учитывая недостаточность практического опыта, использование в гидробиологии, ихтиологии и экологии новейших диагностических технологий в настоящее время актуально и востребовано [1]. Исходя из существующей проблемы, ведется активный поиск наиболее перспективных приемов и методов оценки состояния гидрофауны [3]. Сущность одного из них, весьма успешно опробованного на тканях рыб с целью оценки состояния нормы и экспресс-диагностики патологий, заключается в следующей схеме последовательных технологических операций:

1. Фиксация: 4 - 5 % жидкость Буэна (2 ч.), 20 - 30 °C;
2. Обезвоживание: 1-й диоксан, 10 мин.; 2-й диоксан, 10 мин., при 30 °C;
3. Заливка в парафин: 1-я смесь (парафин (85 - 90 %); ланолин(10 - 15 %)), 25 мин.;
2-я смесь (парафин(85 - 90 %); ланолин (10 - 15 %)), 20 мин., при 61 - 62 °C;
4. Охлаждение: вода, 10 мин., 10 - 15 °C; формирование блоков;
5. Резка на микротоме;
6. Расправление (дистиллированная вода, при комнатной температуре), наклейка и сушка срезов;
7. Депарафинизация: О-ксилол, 0,5 - 1,0 мин., при комнатной температуре;
8. Замещение О-ксилола: этанол (96 - 100 %), 0,5 - 1,0 мин., при комнатной температуре;
9. Замещение этанола: вода, при комнатной температуре;
10. Окраска № 1: гематоксилин Гейденгайна или Эрлиха, 7,0 - 15,0 мин., при комнатной температуре;
11. Промывка: водопроводная вода, 1,0 мин.; дополнительное подсвечение (при необходимости), 5 % раствор нашатырного спирта, мгновенно, при комнатной температуре;
12. Окраска № 2: 0,2 - 2,0 % спиртовые (водные) растворы эозина, фуксина, сафранина; мгновенно, при комнатной температуре;

13. Дифференциация: этанол (96 - 100 %), по мере удаления красителя, при комнатной температуре;
14. Осветление: О-ксилол, 0,5 мин., при комнатной температуре;
15. Заключение: канадский бальзам.

По сравнению с прототипом, предложенный метод отличается тем, что он позволяет намного быстрее и, что немаловажно, наиболее подробно и детально определить степень повреждения гистологических структур.

Использование нового метода позволило достоверно установить, что адаптивные изменения в тканях рыб происходят как к естественным факторам среды, так и действию токсикантов различной природы, в т.ч. и некоторых тяжелых металлов, представляющих наибольшую опасность для гидробионтов. В частности, в печеночной паренхиме у отдельных экземпляров однолетних особей чешуйчатого карпа (выловленных в летнее время в акватории р. Днепр непосредственно в местах концентрации бытовых стоков), на фоне нормы были зафиксированы следующие патологические изменения (рис. 1).

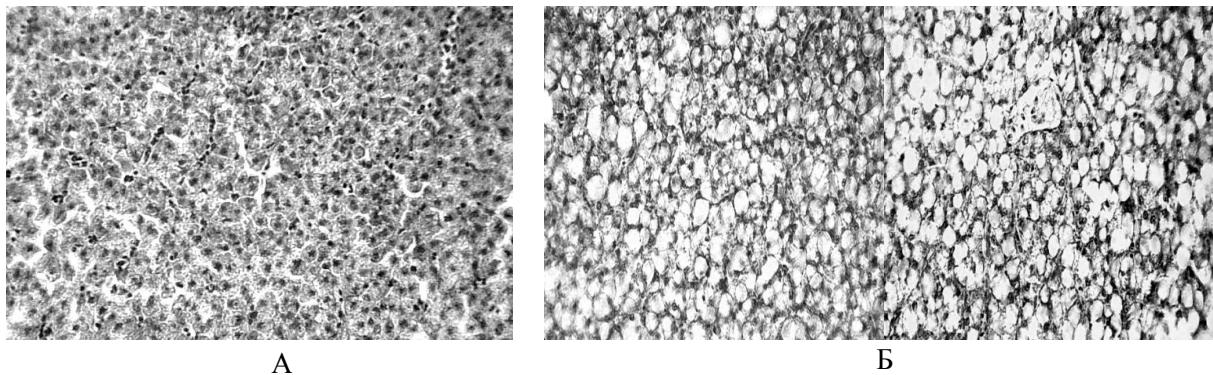


Рисунок 1 – Нормальное (А) и патологическое (Б) состояние печеночной паренхимы однолеток чешуйчатого карпа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). Гематоксилин Бемера, фукселин Харта в модификации. 100^х

Анализируя содержание представленных микроснимков, можно сказать, что патология органа выражается в обширном перерождении гепатоцитов, которое в большинстве случаев демонстрируется картиной липостаза. На микрофотографии «Б» можно наблюдать также сопутствующие патологическому процессу сосудистые расстройства в виде отслоения базальной мембранны эндотелия, многочисленных расширений пространств Диссэ, а также нарушений гемодинамики (застой крови).

Размеры клеток, ядер и нуклеол служат критерием их функциональной активности в норме, а также после действия разнообразных химических и физических факторов. Объем этих структур и их пропорций закономерно изменяются в ходе жизненного цикла клетки. Изменения объемов ядер могут быть связаны как с изменением содержания в них ДНК, так и с гипертрофией при нарушении осмотического равновесия, обусловленного негативным воздействием токсикантов (рис. 2).

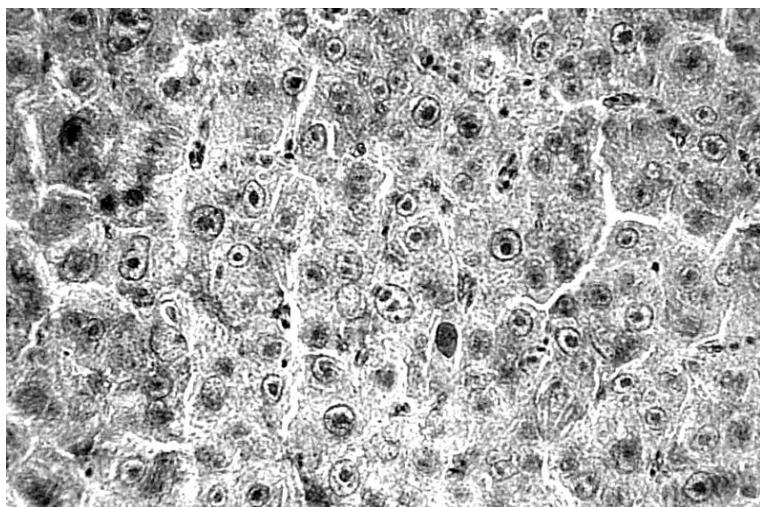


Рисунок 2 – Отклонения в параметрах объемов гепатоцитов, их ядер и нуклеол. Гематоксилин Бемера, фукселин Харта в модификации. 200^х

Отчетливо фиксируемые на микроснимке колебания цитоструктуры печени, по всей видимости, дополнительно связаны с известной сменой этапов раннего постнатального развития рыб, которое представляет собой скачкообразный процесс [2, 4]. В данном случае прослеживается характерная периодичность морфогенетических процессов, основанных на взаимопереходах интенсивной синхронной пролиферации в цитодифференциацию, регулируемых в свою очередь клеточными часами [8]. Становится очевид-

ным, что чем выше степень загрязнения среды обитания (соответственно, потребляемого корпма), тем наиболее контрастно наблюдается задержка развития особей, для которых характерна высокая амплитуда колебаний клеточной структуры печени.

В водах, относительно свободных от растворимых токсикантов, наблюдалось ускоренное развитие рыб при достижении ими более поздних этапов развития, на которых амплитуда колебаний цитоструктуры заметно снижена (рис. 3).

Опираясь на полученные результаты, представляется возможным утверждать, что у рыб, в сравнении с высшими позвоночными, функция печени в обмене липидов организма в особенностях высока и зависит от состояния окружающей среды. Как правило, после реактивного периода адаптации к абиотическим факторам, недостатки питания могут вызвать не только липостаз, но и другие дегенеративные изменения гепатоцитов, что в дальнейшем приводит к некрозу печени.

Печень, как орган, богатый липидами, отличается большой способностью к аккумуляции токсинов – чем выше содержание липидов в гепатоцитах, тем более может накапливаться экзогенных и эндогенных жирорастворимых токсикантов, имеющих высокие биоаккумулятивные характеристики [7]. Вместе с тем, можно также представить одно из наиболее вероятных объяснений важному для биомониторинга наблюдению, со-

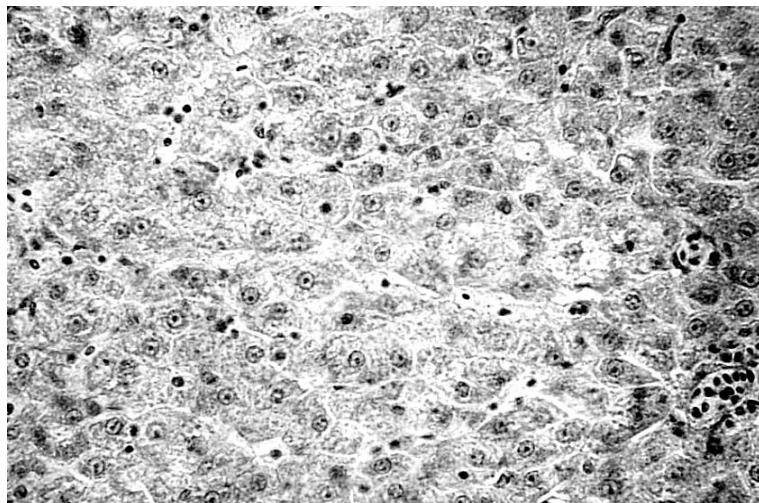
Рисунок 3 – Нормальная амплитуда колебаний цитоструктуры печени однолеток чешуйчатого карпа (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758). Гематоксилин Бемера, фукселин Харта в модификации. 150^х

гласно которому чрезмерно высокая амплитуда колебаний липидзависимых полостей в клетках печени далеко не всегда сопряжена с низкой жизнеспособностью особей, так как для поддержки резистентности и гомеостаза организма существуют эффективные механизмы снижения действующей концентрации ядов и последующей их детоксикации.

Наряду с изложенным, можно заключить, что использование перспективных методов гистологических исследований органов и тканей гидробионтов животного происхождения позволяет получить объективную информацию, которая может быть критерием определения состояния, дает возможность обнаружить соответствие существующим нормам, определить наличие патологии, уточнить диагноз. Генерализованный эффект увеличения амплитуды колебаний цитоструктуры печени, дополнительно провоцируемый физико-химическими параметрами среды обитания, компонентами кормов и связанный, по-видимому, с адаптивной перестройкой биоритмов, можно принять за основу теста как в биомониторинге водной среды, так и в определении степени деоптимизации условий выращивания рыб при их искусственном воспроизведении.

Литература

1. Акоев И.Г., Мотлох Н.Н. Гистологический анализ предпатологических состояний. – М.: Наука, 1984. – 288 с.
2. Васнецов В.В. Этапы развития костистых рыб // Очерки по общим вопросам ихтиологии. – М.-Л.: АН СССР, 1953. – С. 207 - 217.
3. Козій М.С. Перспективи впровадження методики діоксанового зневоднення у процесі викладання гістології // Вісник аграрної науки Причорномор'я. – Миколаїв, 2008. – Вип. 4, № 47. – С. 176 - 179.
4. Рыжков Л.П. Основные морфофизиологические закономерности раннего онтогенеза пресноводных рыб // Биологические основы рыбоводства. Актуальные проблемы экологической физиологии и биохимии рыб. – М.: Наука, 1984. – С. 6 - 27.
5. Шатуновский М.И. Экологические закономерности возрастной и сезонной динамики обмена веществ у рыб // Биологические основы рыбоводства. Актуальные проблемы экологической физиологии и биохимии рыб. – М.: Наука, 1984. – С. 28 - 44.
6. Dallinger R., Kautzky H. The importance of contaminated food for the uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*): a field study // Oecologia. – 1985. – V. 67. – Pp. 89 - 89.
7. Gluth G., Freitag D., Hanke W. Accumulation of pollutants in fish // Biochem. Physiol. – 1985. – V. 81. – Pp. 273 - 277.
8. Leland N.E. Cell cycle clocks. – N.Y.: Dekker, 1984. – 616 p.



**ОПРЕДЕЛЕНИЕ ДИНАМИКИ ЭКЗОГЕННЫХ ПРОЦЕССОВ
СЕВЕРО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ КЕРЧЕНСКОГО ПОЛУОСТРОВА
ПО КОСМИЧЕСКИМ ФОТОСНИМКАМ**

Д. А. Синельников

Керченский экономико-гуманитарный институт Таврического национального университета им. В. И. Вернадского (КЭГИ ТНУ)

В работе приводятся результаты изучения динамики прибрежного рельефа и морфологических особенностей районов строительства хозяйственных объектов по космическим фотоснимкам. Эта методика позволяет более оперативно и качественно определять характеристики активности и скорости подвижек грунтовых масс, оценивать степень их устойчивости. Кроме того, позволяет значительно сократить финансовые и материальные затраты, а также большую часть работ перенести в камеральные условия.

Ключевые слова: топокарты, космические фотоснимки, абразионные процессы, оползневые процессы, хорологическая динамика, структурная динамика, грядовый рельеф, линейная эрозия, плоскостная эрозия

Развитие рекреационного хозяйства на Керченском полуострове весьма актуальная задача. Однако с учетом некоторых особенностей природных условий ее решение требует достаточно обширных исследований местности для обеспечения научно-технического обоснования проектов строительства. Одной из основных особенностей этой территории является изменение и ускорение происходящих здесь природных процессов, вызванных активной хозяйственной деятельностью. Особенное влияние изменения оказывают на динамику рельефа прибрежных ландшафтов.

Наибольшее разрушение рельефа северо-восточной части Керченского полуострова производят оползневые процессы. Их активность связана с усилением естественной составляющей эксплуатацией населенных пунктов, строительством баз отдыха и лодочных гаражей, а также сельхозпроизводством.

Исследования по динамике оползневых процессов весьма трудоемкий процесс, особенно если они проводятся традиционными методами, т. е. обходом и объездом, поскольку связан с большими трудовыми, временными, материальными и финансовыми затратами. При этом несколько затруднительно сделать общий вывод о тенденциях развития экзогенных процессов на большой территории и структуре рельефа на момент исследования.

Для упрощения решения задачи нами была применена методика, основанная на сравнительной обработке материалов дешифрирования космических фотоснимков и топографических карт [3]. Наиболее информативными оказались топографические карты масштаба 1 : 100 000, изданные в 1987 г. по материалам топографической съемки 1973 г. Определение морфометрических и морфологических характеристик оползневого рельефа производились по спектральным и многозональным космическим фотоснимкам масштабов 1 : 50 000 и 1 : 75 000, выполненные в 2007 г. Результаты дешифрирования снимков сравнивались с топографическими картами и выборочно проверялись на местности. Полученные материалы позволили с уверенностью утверждать, что наибольшая динамика и масштабные разрушения рельефа происходят в прибрежных зонах и с наибольшей интенсивностью на участках с активной хозяйственной деятельностью [4].

Восточное побережье Керченского пролива практически на всем продолжении занято населенными пунктами и производственными предприятиями, поэтому здесь наблюдается абразионные процессы, усиленные их функционированием. А также имеются и оползни, возникающие, в основном, из-за искусственного нарушения устойчивости грунтов.

Так в районе поселка Аршинцево, при слабой динамике береговой линии, линия обрывов значительно быстрее передвигается в сторону жилого сектора и в некоторых местах приблизилась к крайним домам, создавая угрозу их разрушения. Пространство между линией берега и линией обрыва представляет собой в настоящее время труднопроходимое нагромождение разрушенного рельефа.

В поселке Капканы в результате подрезки склона у абразионного обрыва при строительстве лодочных гаражей был спровоцирован сход оползня, разрушившего эти гаражи. Причиной явилось нарушение условий естественной устойчивости грунта, что привело к усилению абразионных процессов и прямой угрозе разрушения домов прибрежной окраины поселка.

СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

При сравнении очертаний форм рельефа на топографической карте с их фотоизображением на космическом фотоснимке выяснено, что наибольшая динамика рельефа на территории восточной части Керченского пролива происходит в районе поселка Подмаячное, где строительство и эксплуатация автодороги и производственных объектов без учета устойчивости грунтов привело к разрушению автодороги и масштабному разрушению поселка Глейки. На этом участке полоса разрушения рельефа за 34 года продвинулась в сторону от береговой линии на 60 - 80 м.

Азовское побережье по степени разрушения рельефа и частоте схода оползней значительно отличается от этих процессов у поселка Подмаячное. На участке от мыса Фонарь до балки Широкая при строительстве нескольких пансионатов проводилась масштабная планировка поверхности, при этом подрезаны склоны, нарушена сложившаяся естественная система разгрузки грунтовых вод. Строительство осуществлялось без каких-либо противооползневых мероприятий. Поскольку строительный участок располагался у подножий склонов, то динамические процессы привели к усилению разрушения рельефа и, в конечном итоге, к выведению из эксплуатации построенных пансионатов. В этом же районе имеет место воздействие на рельеф сельскохозяйственное производство. Так склоны балки у северного склона горы Хрони ежегодно подвергаются распашке в направлении простирания склона. Это приводит к усилению линейной и плоскостной эрозии почв. Балка по сравнению с 1973 г. приобрела форму близкую к \cup -образной, увеличилась крутизна склонов. Далее в нескольких десятках метров наблюдаются абразионные обрывы. Они имеют значительную высоту, но динамика здесь замедлена в сравнении с другими участками, поскольку естественные процессы не нарушены.

Балка Широкая также подвергается сельскохозяйственному воздействию. Склоны ее приобрели более значительную крутизну, северо-восточная часть несколько вытянулась, линия балки движется вверх к водоразделу. На ее поверхности образовалась провальная котловина. В настоящее время она заполнена водой. Смыываемые со склонов балки почвы и грунты транспортируются в море по образовавшемуся ручью. Балка как уроцище сохранилась, но изменилась ее морфологическая структура за счет появления новых фаций - боковых ответвлений и провальных воронок.

На участке, располагающемся у мыса Бакланий, основными причинами активизации процессов разрушения рельефа также является сельскохозяйственная деятельность на прилегающей к зоне разрушения площади. Массив пашни вплотную подходит к обрывам. Он имеет вогнутую форму и выполняет роль водосбора. Сброс поверхностных и грунтовых вод происходит в виде водопада по краю обрыва. Согласно сравнительному анализу материалов обработки топографических карт и материалов дешифрирования космических фотоснимков обрыв отступил в сторону водораздела за 34 года на 50 - 100 м, значительно увеличилась высота обрывов.

На космических снимках в деталях просматривается долина активных экзогенных процессов, располагающаяся вдоль побережья между мысом Орел и мысом Тархан. Она имеет эллипсообразную форму, вытянутую более чем на 10 км и имеет ширину до 4 км. Южная ее граница выполняет роль контактной зоны, она окаймлена полосой кустарника и несколькими каменными массивами.

По четкому изображению снимка хорошо просматриваются в пределах этой долины оползневые накопления и их структура. По структуре можно однозначно сказать, что в этом районе сползание оползневых масс происходит по нескольким поверхностям скольжения и на разных высотах, образуя при этом два или несколько ярусов. Эта особенность характерна для этой местности в силу того, что здесь холмы сложены материалом извержений древних грязевых вулканов [1].

На момент топографической съемки (1973 г.) восточная часть долины состояла из нескольких террас. По состоянию на 2007 г. на их месте образовался грядовый рельеф. В межгрядовых понижениях протекают небольшие ручьи, по которым происходит сброс поверхностных и грунтовых вод. Система ручьев замыкается на один общий, сбрасывающий в море смывные почвы и грунты.

Происходящие в долине частые оползневые явления существенно нарушают поверхностный сток, вскрывают водоносные горизонты, способствует их дренированию, истощению подземных вод, или наоборот, перекрывают выходы подземных вод, сдерживая их разгрузку, создавая подпор и изменяя тем самым их режим [2].

По космическим снимкам в северо-западной части долины просматривается оползневой рельеф, выражющийся различными формами. У восточной окраины пос. Юркино читаются борта крупного оползня, подошва которого подступила к крайним домам, разрушив приусадебные участки. При полевой проверке выяснено, что причиной схода этого оползня является подрезка склона при строительстве лодочного гаража.

Наиболее динамичным рельефом в долине является ее западный участок (пос. Юркино - мыс Тархан). Рельеф здесь представлен скоплением отдельных глыб, бугров, смытого грунта и почв, западин и котловин, заполненных водой. На склонах разрушающихся холмов наблюдаются оползневые цирки, имеющие вид амфитеатра, замыкающегося у вершин оползня. На склонах также читаются трещины отрыва, ориентированные по простирации склона. Важной особенностью этого участка является водопроявление в разных формах, наблюдаются источники подземных вод как постоянные, так и временные или иссякающие, сосредоточенные или рассеянные.

Они проявляются в разных местах участка и образуют ручьи, скопления воды в западинах, заболачивают поверхность склонов и подошв.

Частое проявление оползней в этой части вызвано строительством и эксплуатацией пансионатов отдыха и подъездных путей к ним. При строительстве, в результате нивелирования поверхности произошли многочисленные подрезки склонов. Эти нарушения и невыполнение противополозневых мероприятий привели к полному разрушению четырех пансионатов из семи.

В долине имеется достаточно большое количество пашен, расположенных на сильно наклоненных поверхностях. Большая их часть заброшена. Круглогодично они подвергаются ветровой и водной эрозии. На космических снимках по более светлому фототону читаются многочисленные участки плоскостного или линейного смыва. В этой части долины перестройка в структуре приводит к изменению в ландшафте – один тип комплекса переходит в другой.

Сравнение материалов обработки космических снимков и топографических карт позволяет сделать вывод, что наибольшее количество оползней проявляется в прибрежной зоне участка мыс Орел - мыс Тархан. Зона в большей своей части превращена в земли непригодные для использования в каких-либо хозяйственных целых.

В целом для долины характерна хорологическая динамика – непрерывное изменение претерпевает береговая линия моря и линия контактной зоны, линии сползания грунтовых масс движутся вверх к водоразделу. В ее восточной части проявляется структурная динамика – изменяется морфологическое строение ландшафтного комплекса, взаимосвязи между слагающими ее структурными частями.

Таким образом, изучение динамики прибрежного рельефа, особенностей развития и структуры оползней, морфологических особенностей районов строительства хозяйственных объектов позволяет определять качественную характеристику активности и скорости подвижек грунтовых масс, оценивать степень их устойчивости. Использование материалов космических фотосъемок для этих целей дает несомненный эффект, проявляющийся, прежде всего, в значительном сокращении финансовых, материальных и особенно временных затрат. Кроме того, большая часть работ переносится в камеральные условия.

Литература

1. Колтунов Н.И. Эколо-ландшафтная организация территории. – М.: Родник, 1990.
2. Николаев В.А. Ландшафтоведение. – М.: МГУ, 2000.
3. Сердюков В.М., Патыченко Г.А., Синельников Д.А. Аэрокосмические методы географических исследований. – К.: Вища школа, 1987.
4. Синельников Д.А., Козлова Г.В. Экология : Учебное пособие. – Симферополь: Сонат, 2007.

СОДЕРЖАНИЕ

Куманцов М.И., Страхова Т.В. Международные научные исследования морских биологических ресурсов и морской среды как основа устойчивого развития черноморского рыбохозяйственного комплекса	3
Архипов А.Г., Хлопников М.М. Сравнение ихтиофаун Балтийского, Азовского и Черного морей (внутренние опресненные водоемы Атлантического океана)	11
Матишов Г.Г., Балыкин П.А., Лужняк В.А. Водные биоресурсы Азово-Черноморского бассейна, их использование и изучение	15
Изергин Л.В., Демьяненко К.В. Современное состояние и тенденции изменения рыбных запасов Азовского моря	22
Брянцев В.А. Статистическая модель промысловой продуктивности на примере черноморского шпрота	26
Шляхов В.А., Гуцал Д.К. К определению величины запаса и допустимого вылова барабули <i>Mullus barbatus ponticus</i> Essirop в украинских водах Черного моря	29
Чащин А.К., Дубовик В.Е., Негода С.А., Чащина А.В. Состояние промысловых популяций азовских пелагических рыб в условиях воздействия желетельных гидробионтов-вселенцев	36
Бушуев С.Г., Снигирев С.М. Комплексные исследования ихтиофауны водоемов бассейна Нижнего Днестра в 2011 г.	45
Зуев Г.В., Бондарев В.А., Мурzin Ю.Л., Новоселова Ю.В. Внутривидовая структурно-функциональная дифференциация зимующей у черноморского побережья Крыма хамсы и ее многолетняя динамика	51
Бушуев С.Г., Черников Г.Б. Разработка и осуществление мероприятий по изучению и сохранению осетровых рыб Черного моря в Украине	59
Кірєєва І.Ю., Потеха В.П. Характеристика основних рибопромислових показників Східного Сиваша (2007 - 2009 pp.)	65
Москул Г.А., Коваленко Ю.И., Пашинова Н.Г., Болкунов О.А. Современное состояние и перспективы рыбохозяйственного использования Азово-Кубанских лиманов	68
Медінець В.І., Дерезюк Н.В., Ковальова Н.В., Конарева О.П., Котогура С.С., Медінець С.В., Снігірев С.М., Піщик В.З., Деньга Ю.М., Соловьев С.Г. Результати досліджень екосистеми прибережних вод острова Зміїний у 2009 - 2010 pp.	77
Мунжиу О.В. Исследования водных биологических ресурсов дельты Дуная: Обзор исследований по адаптации к изменению климата	83
Старцев А.В., Савицкая С.С. Современный видовой состав ихтиофауны и его сезонная дифференциация в восточной части Таганрогского залива и водотоке дельты Дона – Свиное гирло	89
Бондарев В.А. Морфометрическая и биологическая характеристика, внутривидовая дифференциация и особенности миграций черноморской сельди <i>Alosa pontica</i> в прибрежных водах Севастопольского региона	95
Юрахно В.М., Кузьминова Н.С. О существовании возможных локальных группировок черноморской ставриды в прибрежье Севастополя	100
Долин Г.М., Толкунов А.Е. Определение параметров распределения стай черноморского шпрота и его биометрических характеристик	104
Черняевская А.М., Кузьминова Н.С. Ростовые характеристики массовых видов черноморских рыб	109
Кривохижин С.В., Биркун А.А. (мл.), Радыгин Г.Ю. Сезонные изменения распространения и численности китообразных у побережья Юго-Восточного Крыма	115

Копий В.Г. Сезонные изменения макрозообентоса в прибрежной зоне бухт Севастополя (Крымское побережье Черного моря)	119
Воробйова Л.В., Кулакова І.І., Портянко В.В. Мейобентос як кормова база молоді риб донного та придонного комплексів південно-західної частини Чорного моря	126
Панасюк Н.В. Двустворчатые моллюски в биомониторинге Азово-Черноморского бассейна	132
Снигирев С.М. Современное состояние рапаны жилковатой <i>Rapana thomasiana</i> <i>thomasiana</i> Crosse, 1861 в прибрежных водах острова Змеиный (СЗЧМ)	137
Болтачев А.Р., Карпова Е.П. Особенности структуры ихтиоценов биоценоза морских трав западного Крыма и Каркинитского залива	140
Шляхов В.А., Мирющенко И.А. Керченский рынок как индикатор миграций азово-черноморских рыб и местного рыбного промысла	148
Мальцев В.Н. О случаях массовой гибели кефали лобана (<i>Mugil cephalus</i>) и азовской хамсы (<i>Engraulis encrasicolus maeoticus</i>) в акватории Керченского пролива	155
Завьялов А.В., Гуцал Д.К., Белоиваненко Т.Г. Экологические аспекты зараженности камбалы-калкан <i>Psetta maxima maeotica</i> (L., 1758) нематодой <i>Hysterothylacium</i> <i>aduncum</i> (Rud., 1802) у юго-западного побережья Крыма	162
Медведев Е.В., Моисеенко О.Г., Ингеров А.В. Структура и оценка качества экспедиционных данных pH и общей щелочности вод Черного и Азовского морей, полученных в период с 1920-х по 1990-е гг.	167
Попов Ю.И., Ковалишина С.П., Грандова М.А., Матыгин А.С. Многолетние изменения характеристик морских вод и фитопланктона северо-западного шельфа Черного моря	171
Боровская Р.В. Опыт использования данных дистанционного зондирования в рыбохозяйственных исследованиях Мирового океана	179
Куза А.Н., Лобода Н.С. Влияние глобальных изменений климата на режим малых рек Северо-Западного Причерноморья	189
Губанов В.И., Ковригина Н.П., Родионова Н.Ю., Царина Т.В. Оценка уровня трофности морских вод в районе Карадагского природного заповедника (Черное море)	192
Ковалева Н.В., Мединец В.И. Долговременные изменения качества морских вод Черного моря в районе острова Змеиный	196
Харитонова Л.В., Ястреб В.П., Хмара Т.В., Никольский Н.В. Изучение водного режима озер-лиманов Керченской группы с применением спутниковых данных	201
Мельникова Е.Б., Бурмистрова Н.В. Оценка интенсивности поля биолюминесценции методом дискриминантного анализа	207
Свищев С.В. Закономерности сезонных изменений биохимического потребления кислорода в водах Севастопольской бухты	210
Сапожников В.В. Основные причины изменений экосистемы Черного моря	214
Гаргопа Ю.М. Климатические изменения экосистем южных морей в условиях антропогенных воздействий	219
Агатова А.И., Лапина Н.М., Торгунова Н.И. Биохимические подходы и методы исследования морских экосистем на примере Черного и Азовского морей	226
Совга Е.Е., Мезенцева И.В., Любарцева С.П. Научное обоснование нормирования сбросов загрязняющих веществ импактных районов Черного моря на примере Днепровского лимана и акватории порта Одесса	233
Корінєвська В. Ю. Методика часового аналізу та сприятливості якості води водного об'єкту	240
Горун В.В. Методика оценки влияния дампинга грунтов на водную среду	243
Авдеева Т.М., Жугайло С.С., Иванюта А.П., Аджиумеров С.Н. Динамика содержания тяжелых металлов в воде и донных отложениях Керченской бухты	249

Тихонова Е.А., Гусева Е.В. Динамика нефтяного загрязнения донных осадков и прибрежных наносов Керченского пролива после аварийного разлияния мазута в ноябре 2007 г.	253
Гаевская А.В., Дмитриева Е.В., Полякова Т.А., Пронькина Н.В., Попюк М.П. Влияние нефтяного загрязнения на видовую структуру сообществ и параметры популяций гельминтов рыб Керченского пролива	256
Филатова Т.Б., Свищунова Л.Д. Влияние режима биогенных веществ на развитие планктонных коловраток в водах Керченского пролива	263
Моисеенко О.Г. Оценка состояния цикла углерода прибрежных акваторий Черного моря	265
Бурдян Н.В. Участие денитрифицирующих бактерий в процессах самоочищения морской среды от углеводородов нефти	273
Небесихина Н.А., Мхитарьян И.Д. Содержание цезия 137 в компонентах экосистемы Азовского моря и Таганрогского залива в современный период	275
Бугаев Л.А., Войкина А.В., Валиуллин В.А., Карпушкина Ю.Э. Исследование остаточных количеств пестицидов в воде и донных отложениях в прибрежной зоне Азовского моря в весенний период 2011 г.	279
Орехова Н.А., Моисеенко О.Г., Коновалов С.К. Комплексное исследование экологического состояния Севастопольской бухты	285
Козий М.С., Шерман И.М. Новый гистологический экспресс-метод оценки экологической пластичности органов рыб на примере печени чешуйчатого карпа (<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758)	288
Синельников Д.А. Определение динамики экзогенных процессов северо-восточной части Керченского полуострова по космическим фотоснимкам	291

CONTENTS

Kumantsov M.I., Strakhova T.V. International scientific research of marine biological resources and marine environment as the basis of the Black Sea fishery complex sustainable development	3
Arkhipov A.G., Khlopnikov M.M. Comparison of ichthyofaunas of the Baltic, Azov and Black Seas (inner freshened water bodies of the Atlantic Ocean)	11
Matishov G.G., Balykin P.A., Luzhnyak V.A. Aquatic bioresources of the Azov-Black Sea basin, their use and research	15
Izergin L.V., Demyanenko K.V. Current state and trends of change in the Azov Sea fish stocks	22
Bryantsev V.A. Statistic model of fishery productivity exemplified by Black Sea sprat	26
Shlyakhov V.A., Gutsal D.K. On determination of stock value and allowable catch of red mullet <i>Mullus barbatus ponticus</i> Essipov in Ukrainian waters of the Black Sea	29
Chashchin A.K., Dubovik V.E., Negoda S.A., Chashchina A.V. State of fishery populations of the Azov pelagic fishes in conditions of impact of introduced jellyfish species	36
Bushuyev S.G., Snigirev S.M. Complex research of ichthyofauna in the water bodies of the Lower Dniester basin in 2011	45
Zuyev G.V., Bondarev V.A., Murzin Yu.L., Novoselova Yu.V. Intraspecific structural-functional differentiation of Black Sea anchovy wintering near the Crimea coast and its long-term dynamics	51
Bushuyev S.G., Chernikov G.B. Development and implementation of measures on research and preservation of the Black Sea sturgeons in Ukraine	59
Kireyeva I.Yu., Potekha V.P. Characteristics of the basic fishery indices of the Eastern Sivash (2007 - 2009)	65
Moskul G.A., Kovalenko Yu.I., Pashinova N.G., Bolkunov O.A. Current state and prospects of fishery use of the Azov-Kuban lagoons	68
Medinets V.I., Derezyuk N.V., Kovalyova N.V., Konareva O.P., Kotogura S.S., Medinets S.V., Snigirev S.M., Pitsyk V.Z., Denga Yu.M., Solovyov S.G. Results of research in the ecosystem of Zmeiniy Island coastal waters in 2009 - 2010	77
Munzhii O.V. Research of aquatic biological resources in the Danube estuary: Review of research on adaptation to climate change	83
Startsev A.V., Savitskaya S.S. Current specific composition of the ichthyofauna and its seasonal differentiation in the Eastern Taganrog Bay and water flow of the Don delta – Svinoye estuary	89
Bondarev V.A. Morphometric and biological characteristics, intraspecific differentiation and migration features of Black Sea herring <i>Alosa pontica</i> in the coastal waters of the Sevastopol Region	95
Yurakhno V.M., Kuzminova N.S. On existence of possible local clusters of Black Sea scad at the Sevastopol coasts	100
Dolin G.M., Tolkunov A.E. Determination of distribution parameters of Black Sea sprat schools and its biometrical characteristics	104
Chernyavskaya A.M., Kuzminova N.S. Growth characteristics of Black Sea fish mass species	109
Krivokhizhin S.V., Birkun A.A. (jr.), Radygin G.Yu. Seasonal changes of cetaceans' diversity and abundance near the south-eastern coast of Crimea	115
Kopiy V.G. Seasonal changes of macrozoobenthos in the coastal zone of the Sevastopol bays (Crimean coast of the Black Sea)	119
Vorobyova L.V., Kulakova I.I., Portyanko V.V. Meiobenthos as food base of juvenile fish in the bottom and near bottom complexes of the south-western Black Sea	126

Panasyuk N.V. Bivalve mollusks in biological monitoring of the Azov-Black Sea basin	132
Snigirev S.M. Current state of rapana <i>Rapana thomasiana</i>	
<i>thomasiana</i> Crosse, 1861 in the coastal waters of Zmeiniy Island (NWBS)	137
Boltachev A.R., Karpova E.P. Structural features of ichthyocenes of algae biocenosis in the western Crimea and Karkinitkiy Bay	140
Shlyakhov V.A., Miryushchenko I.A. Kerch market as indicator of migrations of the Azov-Black Sea fish and local fishery.....	148
Maltsev V.N. On cases of grey mullet (<i>Mugil cephalus</i>) and Azov anchovy (<i>Engraulis encrasicolus maeoticus</i>) mass mortality in the Kerch Strait area	155
Zavyalov A.V., Gutsal D.K., Beloivanenko T.G. Environmental aspects of turbot <i>Psetta maxima maeotica</i> (L., 1758) infestation with nematoda <i>Hysterothylacium aduncum</i> (Rud., 1802) near the south-western coast of Crimea	162
Medvedev E.V., Moiseyenko O.G., Ingerov A.V. Structure and quality assessment of survey data on pH and total alkalinity of the Black Sea and Azov Sea waters obtained in the period from 1920-ies till 1990-ies.....	167
Popov Yu.I., Kovalishina S.P., Grandova M.A., Matygin A.S. Long-term changes of characteristics of marine waters and phytoplankton on the north-western Black Sea shelf.....	171
Borovskaya R.V. Experience in use of remote sensing data in fishery research of the World Ocean	179
Kuza A.N., Loboda N.S. Impact of global climate changes on the regime of small rivers on the North-Western Black Sea coast.....	189
Goubanov V.I., Kovrigina N.P., Rodionova N.Yu., Tsarina T.V. Assessment of trophicity level of marine waters in the area of Karadag Nature Preserve (Black Sea)	192
Kovaleva N.V., Medinets V.I. Long-term changes of Black Sea water quality in the area of Zmeiniy Island	196
Kharitonova L.V., Yastreb V.P., Khmara T.V., Nikolskiy N.V. Study of water regime of the Kerch group lakes-lagoons using sattelite data	201
Melnikova E.B., Burmistrova N.V. Assessment of bioluminescence field intensity using the discriminative analysis method	207
Svishchev S.V. Regularities of seasonal changes of oxygen biochemical consumption in the waters of the Sevastopol Bay	210
Sapozhnikov V.V. Main reasons of the Black Sea ecosystem changes	214
Gargopa Yu.M. Climate changes of the ecosystems of the southern seas in conditions of anthropogenic impacts	219
Agatova A.I., Lapina N.M., Torgunova N.I. Biochemical approaches and research methods of marine ecosystems exemplified by the Black and Azov Seas	226
Sovga E.E., Mezentseva I.V., Lyubartseva S.P. Scientific grounds of rate setting of pollutants' discharge in the Black Sea impact areas exemplified by the Dniester estuary and the area of Odessa port	233
Korinevska V.Yu. Methods of temporal analysis and favourableness of water quality of water body	240
Gorun V.V. Methods of impact assessment of the ground dumping on the aquatic environment	243
Avdeeva T.M., Zhugaylo S.S., Ivanyuta A.P., Adzhiumerov S.N. Dynamics of content of heavy metals in waters and bottom sediments of the Kerch Bay	249
Tikhonova E.A., Guseva E.V. Dymanics of oil pollution of bottom sediments and coastal accretion in the Kerch Strait after the emergency fuel oil split in November, 2007	253
Gayevskaya A.V., Dmitriyeva E.V., Polyakova T.A., Pronkina N.V., Popyuk M.P.	
Impact of oil pollution on specific composition of communities and parameters of fish helminth populations in the Kerch Strait	256

Filatova T.B., Svistunova L.D. Impact of regime of biogenic substances on development of plankton rotifers in the Kerch Strait waters	263
Moiseyenko O.G. Assessment of carbon cycle state in the Black Sea coastal areas	265
Burdiyan N.V. Participation of denitrifying bacteria in self-purification processes of marine environment from oil hydrocarbons	273
Nebesikhina N.A., Mkhitaryan I.D. Cesium 137 content in ecosystem constituents of the Azov Sea and Taganrog Bay in the current period	275
Bugayev L.A., Voykina A.V., Valiullin V.A., Karpushina Yu.E. Investigation of pesticide residues in water and bottom sediments in the Azov Sea coastal area in spring, 2011	279
Orekhova N.A., Moiseyenko O.G., Konovalov S.K. Complex research of the Sevastopol Bay environmental state	285
Koziy M.S., Sherman I.M. New histological express-method of environmental flexibility assessment of fish organs exemplified by liver of scaled carp (<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758)	288
Sinelnikov D.A. Determination of dynamics of exogeneous processes in the north-eastern part of the Kerch Peninsula by satellite photographs	291

**СОВРЕМЕННЫЕ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ
И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ АЗОВО-
ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА**

МАТЕРИАЛЫ VII МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

ТОМ 1

Главный редактор, к. геогр. н. *O. A. Петренко*

Технические редакторы *T. A. Трушина, E. A. Савчук*

2012 Издательский Центр Южного
научно-исследовательского института морского
рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)

Подписано в печать 03.05.2012 г.

Формат 210 x 298. Усл. печ. л. 16,8. Тираж 100 экз.

Формат 60x84/8. Ум. друк. арк. 37,5. Наклад 300 пр. Зам. № 66.

Віддруковано з оригінал-макету у друкарні ФОП Бражнікової Н.А.
97513, смт Гвардійське, вул. Н-Садова, 22.
тел. (0652) 70-63-31, 050-648-89-34.
E-mail: braznikov@mail.ru