

ЮЖНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ
МОРСКОГО РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ (ЮГНИРО)
КРЫМСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
КРЫМСКАЯ РЕСПУБЛИКАНСКАЯ АССОЦИАЦИЯ «ЭКОЛОГИЯ И МИР» (КРАЭМ)
КЕРЧЕНСКАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ КРАЭМ

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ АЗОВО- ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА

Материалы
III Международной конференции
10-11 октября 2007 г.

УДК 574.5(262.5+262.54)

Главный редактор:
кандидат географических наук
Б. Н. Панов

Редакционная коллегия:
доктор биологических наук **Е. П. Губанов**
доктор биологических наук **А. П. Золотницкий**
доктор географических наук **В. А. Брянцев**
кандидат биологических наук **В. А. Шляхов**
А. А. Солодовников
В. Н. Туркулова
Н. А. Лебедева

Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона: Материалы III Международной конференции, 10-11 октября 2007 г., Керчь, ЮгНИРО. — Керчь: Изд-во ЮгНИРО, 2008. — 140 с.

Рассмотрены экологические аспекты состояния биоресурсов Черного и Азовского морей, актуальные проблемы природного заповедника Карадаг, состояние нерестовой популяции черноморской камбалы калкан, пиленгаса и внутривидовая неоднородность хамсы, зимующей у побережья Крыма.

Описаны изменения качественного и количественного состава биоценозов Керченского пролива и Севастопольских бухт.

Показано влияние антропогенного воздействия на экосистему Керченского предпроливья, рассмотрены экологические аспекты развития рекреационного хозяйства Керченского полуострова и вопросы сохранения природных экосистем Юго-Западного Крыма.

Current problems of the Azov-Black Sea Region ecology. — Materials of III International Conference, 10-11 October 2007, Kerch, YugNIRO. — Kerch: YugNIRO Publishers', 2008. — 140 p.

Ecological aspects of the bioresources state of the Azov and Black Seas, current problems of the Nature Preserve Karadag, state of the Black Sea turbot and Pacific mullet spawning populations and intraspecific heterogeneity of anchovy wintering at the Crimea coast were considered.

Changes of qualitative and quantitative composition of the Kerch Strait and the Sevastopol Bays biocenoses were described.

Anthropogenic impact on the ecosystem of the area before the Kerch Strait was shown, ecological aspects of the recreation economy development of the Kerch Peninsula and issues of the South-Western Crimea natural ecosystems conservation were considered.

© 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. Тел.: (06561) 2-10-12, факс: (06561) 6-16-27, E-mail: yugniro@kerch.com.ua

ХАРАКТЕР И ПРИЧИНЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ ОСНОВНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ НЕРЕСТОВОЙ ПОПУЛЯЦИИ ЧЕРНОМОРСКОЙ КАМБАЛЫ КАЛКАН НА ЮГО-ЗАПАДНОМ ШЕЛЬФЕ КРЫМА

В. Е. Гирагосов, А. Н. Ханайченко, Д. В. Ельников

Институт биологии южных морей НАН Украины (ИнБЮМ)

Черноморская камбала калкан *Psetta maxima maeotica* (L., 1758) – ценный промысловый вид рыб, обитающий в шельфовой зоне всех причерноморских государств. Запас и структура популяции калкана характеризуются значительной неустойчивостью в связи с рядом причин, из которых наиболее значимыми являются: интенсивный промысел, позднее наступление половой зрелости, низкая эффективность размножения и подверженность заболеваниям с различной этиологией.

Этому виду рыб свойствен довольно сложный жизненный цикл, связанный с морфологическими, физиологическими и этологическими изменениями, что определяет его уязвимость на всех стадиях онтогенеза, особенно на ранних – от эмбриона до завершения метаморфоза. Согласно историческим сведениям, у калкана наблюдались отклонения развития даже в относительно благополучные в экологическом отношении периоды – в начале XX в. [4]. Очевидно, что состояние популяций калкана тесно связано с региональными и глобальными климатическими циклами, формирующими гидрологические условия развития и роста особей, а также влияющими на структуру биоценозов, в том числе на состояние кормовой базы. Несмотря на большую плодовитость, эффективность размножения и уровень выживаемости калкана в естественных условиях довольно низки, что связано с отклонениями (от оптимального для калкана уровня) в таксономической структуре биоценоза и гидрологических условиях биотопа в течение каждого из основных этапов жизненного цикла: в эпипелагиали и планктонном сообществе – на ранних стадиях онтогенеза, в мелководных донных биоценозах – в ювенильном возрасте, в глубоководных (применительно к Черному морю) донных биоценозах – в половозрелом состоянии.

Негативное влияние даже незначительных отклонений условий среды на физиологическое состояние особей калкана (особенно на ранних стадиях онтогенеза) определяет уязвимость этого вида рыб в условиях массивированного антропогенного воздействия.

Промышленный лов калкана начался в XIX в. В XX в. калкана активно ловили все причерноморские страны как сетями, так и тралами, и в 1985 г. общий вылов снизился до самого низкого уровня за все годы эксплуатации ресурсов этого вида – 527 т. После введения запрета на лов в 1986-1994 гг. структура популяции калкана улучшилась. В 1991 г. промысловый запас калкана на шельфе Украины возрос до 8,8 тыс. т [12], а в 1996 г. – до 14 тыс. т. Согласно данным Госкомитета рыбного хозяйства Украины вылов калкана в украинских водах Черного моря в период с 1996 по 2006 г. вырос от менее 40 до 162 т. Запас калкана оценивался Госкомитетом рыбного хозяйства Украины в 1999 г. около 14 тыс. т, в 2006 г. – около 10 тыс. т. Интенсификация промысла привела к впол-

не прогнозируемым результатам – снижению запаса и ухудшению состояния популяции по всем основным показателям.

Данные по динамике уловов калкана у Крымского побережья в течение XX столетия также указывают на катастрофическое снижение запасов этого вида. Только в западном и южном прибрежных районах Крыма в 1913 г. вылавливали 650 т калкана [1]. С 1946 по 1952 г. у Крымского побережья улов калкана жаберными сетями в среднем составлял 962 т в год [2, 8], а в 2000 г. снизился до 67 т.

Согласно официальной статистике (по данным Севастопольского территориального отдела рыбоохраны) в период с 1996 по 2000 г. в районе Севастополя вылов калкана снизился с 5,4 до 2,2 т. Повышение вылова до 42,5 т в 2006 г. связано не с увеличением запаса калкана, а с интенсификацией его промысла севастопольскими частными предприятиями, преимущественно в удаленных от берега районах экономзоны Украины.

Общей проблемой причерноморских стран является браконьерский лов калкана. Регулярное браконьерство турецкими рыбаками, очевидно, наносит серьезный урон запасам калкана в Украинских территориальных водах. Так, в сезон нереста калкана в 2007 г. только на одном рыболовецком турецком судне «Buuyuk ozguc», задержанном украинскими пограничниками, находилось 828 кг калкана и 17 км сетей.

Специализированной научной группой ИнБЮМ НАН Украины с 1998 г. регулярно проводятся исследования по оценке состояния нерестового стада калкана в районе Севастополя по материалу, собранному с помощью камбальных сетей (ячея 200 мм). В 1998 г. объем собранного ИнБЮМ материала был незначителен (по техническим причинам), но, тем не менее, анализ уловов этого года подтверждал улучшение структуры популяции калкана в период запрета на лов. Средняя длина (SL) рыб составила 49,4 см, общая масса тела – 4,8 кг, соотношение самцов и самок было приблизительно равным. В последующие годы значения основных показателей состояния популяции флюктуировали в значительных пределах, но тенденция негативных структурных изменений популяции прослеживалась очень четко. Снижались средние значения длины и массы тела, а также доля остатка относительно пополнения. Если в 1998-1999 гг. популяция была представлена 14-ю возрастными группами от 3 до 17 лет при доминировании 6-9-летних особей [3], то в 2006-2007 гг. диапазон возраста составил 3-13 лет при доминировании 5-7-летних рыб.

В 2007 г. значения основных биологических показателей калкана в прибрежных водах Севастополя свидетельствовали о наиболее стрессовом состоянии популяции этого вида рыб за все годы наблюдений. Средние значения основных параметров особей составили: общая длина тела (TL) – 48,7 см., стандартная длина (SL) – 39,5 см, масса тела общая (W_{total}) – 2,10 кг, возраст – 6,2 года. В уловах численно преобладали особи SL 35,1-40,0 см (47,5 % общего количества). Доля особей с длиной тела менее допустимой промысловой меры (35 см) повысилась до 15,1% от общего количества рыб в уловах.

Данные по самцам: TL – 47,2 см, SL – 38,2 см, W_{total} – 1,83 кг, возраст – 6,0 лет; по самкам: TL – 55,7 см, SL – 45,4 см, W_{total} – 3,44 кг, возраст – 7,4 года. Половой состав характеризовался неблагоприятным для воспроизводства популяции соотношением самцов и самок – 4,6:1.

В межгодовых изменениях полового состава популяции калкана не проявлялась какая-либо четкая направленность; за исключением 1998 г. в уловах доминировали самцы. Их доля колебалась от 74,8 % в 2001 г. до 91,9 % в 2003 г. В то же время известно, что в разные периоды XX века соотношение самцов и самок в нерестовом стаде калкана было примерно одинаковым, с незначительным преобладанием особей того или иного пола [2, 9, 11]. Таким образом, имеются основания полагать, что и по этому параметру нерестовое стадо калкана претерпело негативные изменения в период после снятия запрета на промысел, т. е. с 1994 г.

При оценке состояния нерестовой популяции калкана следует учитывать возможные погрешности, связанные с асинхронностью его миграций. Нерест камбалы калкан в прибрежных водах Севастополя в разные годы происходил с начала-середины апреля до конца мая-середины июня. Весенняя миграция калкана на глубины 30-100 м совершается неравномерно как в отношении общей численности особей, так и размерно-возрастной и половой структуры мигрирующей нерестовой популяции.

Перечислим наиболее типичные тенденции динамики состояния нерестовой популяции камбалы калкан в весенне-летний период на юго-западном шельфе Крыма. Количество особей в уловах (в пересчете на единицу времени нахождения стандартного орудия лова в рабочем положении) повышалось от апреля к маю и снижалось в июне. Первыми нерестовую миграцию начинали крупные особи (как самцы, так и самки), затем постепенно увеличивалось количество сравнительно мелких особей. Тенденция снижения средних значений возраста, длины и массы тела у самок проявлялась в большей степени, чем у самцов. Судя по характеру изменения полового состава уловов, самки завершали нерест раньше, чем самцы. Так, в 2007 г. относительное количество самок снизилось от 23,0 % в апреле до 14,8 % в июне, количество самцов соответственно возросло от 77,0 до 85,2 %.

Перечисленные особенности сезонной динамики возрастного, размерно-весового и полового состава нерестового стада могут в определенной мере влиять на оценку средних (за весь нерестовый сезон) значений этих параметров и, соответственно, на результаты анализа межгодовой динамики состояния нерестового стада калкана, что следует учитывать при разной периодичности сбора материала и его разном объеме в течение нерестового сезона (что нередко случается по техническим и организационным причинам).

Относительно скорости полового созревания у калкана известно, что в 30-50-е годы прошлого века самцы в основной массе становились половозрелыми на 6-7 году жизни, самки – на 7-8 году (по данным В. П. Поповой [8]). Ю. Ю. Марти указывает возраст полового созревания самцов на 7-8 году жизни, самок – на 9-11 [5]. В. П. Попова отмечает факт раннего созревания самца длиной 41 см и весом 2,9 кг и самки длиной 42 см и весом 2,6 кг [7]. Согласно результатам наших исследований калкан стал созревать в более молодом возрасте и при меньших размерах тела, что особенно заметно последние 3 года. Уже не считаются редкостью половозрелые самцы в возрасте 3 года и с длиной тела (SL) менее 35 см. В уловах 2006-2007 гг. длина и масса самых мелких половозрелых самцов с жизнеспособной спермой составили: тотальная длина (TL) – 32,7-34,0 см, SL – 27,0-27,1 см, W_{total} – 0,57-0,68 кг. Снижение возраста впервые созревающих осо-

бей наблюдается и среди самок. Так, в мае 1999 г. была поймана 3-годовалая половозрелая самка SL 33,5 см, у которой при содержании в бассейне было отцежено 3 порции икры. Такое раннее созревание самок калкана является редким исключением и зарегистрировано впервые [6]. В 2006-2007 гг. были пойманы 2 половозрелые самки возрастом 4 года с TL 43,0 и 45,6 см, SL 34,6 и 36,8 см, W_t 1,78 и 1,75 кг соответственно.

Традиционно к категории «молодь» причисляют особей калкана SL менее 35 см, и это же значение SL считают минимальной промысловой мерой. Категориям «пополнение» соответствует SL 35,1-45,0 см и «остаток» – более 45 см. В связи с измельчанием производителей в последние годы данное разделение на категории, включая минимальную промысловую меру, следует пересмотреть. Фактически, камбальные сети с ячеей 180-200 мм в весенне-летний период отлавливают только половозрелую часть популяции.

Должны быть приняты меры по снижению фактического изъятия калкана, скорректированы величины ОДУ на основе мониторинговых исследований популяции. Тот факт, что все мелкие особи в уловах были половозрелыми, свидетельствовал о закреплении тенденции снижения возраста и размеров впервые созревающих рыб. Популяция камбалы калкан последовательно подвергается искусственному (промысловому) отбору по этому признаку – отлавливаются в первую очередь быстрорастущие особи, что приводит не только к негативным временным структурным изменениям, но и к формированию устойчивого генотипа, определяющего медленный рост особей и, соответственно, низкую скорость воспроизводства популяции.

Результаты исследований, проведенных ИнБЮМ в 1998-2007 гг., в совокупности с литературными данными свидетельствуют о негативных тенденциях в структуре популяции камбалы калкан в регионе Севастополя.

Стрессовому состоянию нерестовой популяции способствовали, очевидно, не только перелов, но и изменения в прибрежной экосистеме, приведшие к дисбалансу состава планктонного сообщества и, как следствие, к ухудшению кормовой базы личинок калкана и повышению вероятности возникновения аномалий их развития. В уловах повысилось количество взрослых особей с аномальной пигментацией и остификацией. Согласно результатам наших собственных экспериментальных исследований и литературным данным подобные аномалии формируются в результате дисбаланса незаменимых компонентов в пище особей в период раннего онтогенеза. Очевидно, что с возрастанием количества аномалий, связанных с прохождением метаморфоза, возрастает смертность личинок и молоди в результате хищничества. Крайние аномалии пигментации (частичное отсутствие пигментации на зрячей стороне) и/или миграции глаза (задержка правого глаза на профиле головы) отрицательно сказываются на способности молоди к мимикрии, что приводит к повышенной элиминации аномальных мальков в природных условиях. Таким образом, снижается пополнение нерестового стада особями из генераций с повышенной долей аномалий.

Судя по постоянно ухудшающемуся состоянию запаса калкана, Украинским законодательством предусмотрены недостаточные запретительно-ограничительные меры в отношении промысла этого ценного вида рыб как по продолжительности запрета на лов в период нереста, так и по размерным характеристикам особей. По Украинскому законодательству лов калкана запрещен только на

2 недели (очень редко на месяц), в то время как нерест продолжается в течение полутора, чаще двух месяцев. Минимально допустимый промысловый размер (SL) калкана в Украинских территориальных водах составляет 35 см, а минимально допустимый размер ячеи камбальных сетей – 180-200 мм.

Турецким законодательством приняты более строгие меры для сохранения поголовья калкана в турецких территориальных водах. Запрет на промысел длится с 1 мая по 30 июня, т. е. практически в течение всего нерестового периода калкана. Минимально допустимый для ловли размер особей составляет 40 см и, соответственно, минимальный допустимый размер ячеи камбальных сетей – 360 мм (Циркуляр 2004 г. www.kkgm.gov.tr/regulation/circular/36-1.html 2004 N 25551).

С целью поддержания устойчивой эксплуатации запаса камбалы калкан в пределах экономической зоны Украины необходимо ограничить вылов, увеличить минимальную допустимую промысловую длину тела особей до 40 см и, соответственно, увеличить допустимый размер ячеи сетей, повысить меру ответственности за браконьерский промысел, увеличить продолжительность периода запрета на промысел в весеннее время с двух недель до 1-1,5 месяцев.

Культивирование черноморской камбалы калкан, как альтернатива промыслу, пока остается на уровне выращивания опытных партий этого вида рыб. В то же время определенные успехи, достигнутые специализированными научными группами Украины (ИнБЮМ) и России в разработке биотехнологии культивирования калкана, а также многолетняя практика товарного выращивания близкородственного калкану вида – атлантического тюрбо – европейскими странами и Китаем позволяют утверждать, что при должном финансировании культивирование калкана в целях зарыбления молодью прибрежных акваторий или промышленного выращивания может быть рентабельным и будет способствовать сохранению и рациональному использованию природных популяций этого вида рыб. При недостатке средств на строительство хозяйств с полным циклом товарного выращивания калкана достаточно перспективным является подращивание личинок до полного завершения метаморфоза и выпуск их в прибрежные акватории. С целью повышения эффективности такого способа пополнения популяции калкана в ИнБЮМ НАНУ проведены предварительные эксперименты по адаптации выращенных мальков калкана к естественной среде обитания [10].

Дополнительным способом повышения численности локального стада калкана может быть выпуск в море оплодотворенной икры и личинок в возрасте до 3-4 суток, т. е. еще не перешедших на экзогенное питание. Эффективность оплодотворения и выживаемость икры калкана в природных условиях значительно ниже, чем в искусственных условиях. Количество живых икринок в планктоне обычно не превышает 20 %. В то же время только в экспериментальной лаборатории ИнБЮМ в результате удачного подбора производителей периодически образуется излишек оплодотворенной икры и жизнеспособных личинок на стадии эндогенного питания в количестве десятков и сотен тысяч экземпляров. Однако их официальный оперативный выпуск в море (достаточно далеко от берега и после соответствующей температурной адаптации) ограничен отсутствием соответствующего ГОСТа и сопряжен с длительной процедурой согласования с различными инстанциями.

С целью формирования объективных представлений о современном состоянии нерестовой популяции камбалы калкан на юго-западном шельфе Крыма

необходимо ежегодно проводить комплекс научно-исследовательских работ по оценке биологических показателей этого вида рыб и условий среды его обитания. Результаты мониторинга позволят своевременно выявлять масштаб и направленность изменений в состоянии нерестового стада и, соответственно, представлять рекомендации по регулированию промысла и мерам по повышению воспроизводства камбалы калкан.

В ИнБЮМ разработана новая рейтинговая экспресс-система (включающая фенотипические и морфологические индикаторы – пигментацию и остификацию) для оценки состояния популяций калкана в разных районах ареала (Ханайченко и др., в печати). Дополненная анализом возрастной структуры аномальных особей данная экспресс-система позволит оценивать состояние отдельных поколений в период домалькового развития и проводить ретроспективную оценку экологического состояния данного района в конкретные годы. Кроме того, выявленные закономерности формирования аномалий развития у личинок позволят прогнозировать появление «проблемных» генераций в зависимости от состояния среды обитания (гидрологических условий, структуры планктонного сообщества) в период раннего онтогенеза калкана в конкретных районах Черного моря.

Внедрение в исследовательскую практику разработанных нами новых дополнительных методов оценки состояния производителей и экспериментальных методов изучения закономерностей развития калкана на ранних стадиях онтогенеза будет способствовать качеству комплексной оценки состояния природной популяции калкана и разработке мер по ее охране и рациональной эксплуатации.

Литература

1. **Александров А.** Крымское рыболовство (краткий очерк) // Рыбное хозяйство. Кн. II. / Под редакцией В. И. Мейснера. – М.: Главрыба, 1923. – С. 133-162.
2. **Амброз А. И.** Камбала калкан Черного моря // Тр. I ихтиологической конференции по изучению морских лиманов северо-западной части Черного моря. – 1960. – С. 199-203.
3. **Битюкова Ю. Е., Зуев Г. В., Данилюк О. Н., Болтачев А. Р., Ткаченко Н. К., Белоиваненко Т. Г., Владимирцев В. Б.** Современное состояние нерестовой популяции камбалы-калкан (*Psetta maeutica*) на юго-западном шельфе Крыма // Материалы Юбилейной научно-практической конференции, посвященной 30-летию основания в г. Бердянске рыбохозяйственной науки: Проблемы и решения в современном рыбном хозяйстве на Азовском бассейне. – Мариуполь: Рената, 2005. – С. 14-17.
4. **Зернов С. А.** К вопросу об изучении жизни Черного моря. Записки Императорской АН, серия VIII. – Физ.-математ. отделение. – СПб, 1913. – Т. XXXII. – № 1. – 299 с.
5. **Марти Ю. Ю.** Материалы к биологии черноморской камбалы-калкана (*Rhombus maeuticus* Pallas) // Сборник, посвященный научной деятельности Н. М. Книповича (1885-1939). – М.: Изд-во АН СССР, 1939. – С. 232-253.
6. **Овен Л. С., Шевченко Н. Ф., Битюкова Ю. Е., Болтачев А. Р., Пантелеева О. В.** Размерно-возрастной состав и репродуктивная биология черномор-

- ского калкана *Psetta maxima maeotica* // Вопр. ихтиологии. – 2001. – Т. 41. – № 5. – С. 631-636.
7. **Попова В. П.** Распределение камбалы в Черном море // Тр. ВНИРО, 1954. – Т. 28. – С. 151-159.
 8. **Попова В. П.** Влияние тралового лова на состав стада камбалы-калкана в северо-восточной части Черного моря // Тр. АзЧерНИРО, 1955. – Вып. 16. – С. 455-459.
 9. **Попова В. П.** Особенности биологии размножения черноморской камбалы-калкана *Scophthalmus maeoticus* Pallas // Вопр. ихтиологии. – 1972. – Т. 12. – Вып. 6. – С. 1057-1063.
 10. **Шишкина Т. В., Ельников Д. В., Ханайченко А. Н., Гирагосов В. Е., Ковиршина Т. Б., Белоиваненко Т. Г.** Методы подготовки молоди камбалы калкан к выпуску в прибрежные акватории Черного моря // Рыбное хозяйство Украины. – 2007. – 1/2 (48/49). – С. 2-7.
 11. **Шишло Л. А.** Современное состояние запасов черноморского калкана и перспективы его промысла // Тр. ЮгНИРО: Основные результаты комплексных исследований ЮгНИРО в Азово-Черноморском бассейне и Мировом океане. – Керчь, 1993. – Т. 39. – С. 84-89.
 12. **Шляхов В. А.** Итоги многолетних рыбохозяйственных исследований ЮгНИРО по оценке запасов и параметров популяций рыб придонного комплекса в Черном и Азовском морях // Тр. ЮгНИРО. – Керчь, 1997. – Т. 43. – С. 48-59.

ОСОБЕННОСТИ НЕРЕСТА И НАГУЛА МОЛОДИ ПИЛЕНГАСА В ХАДЖИБЕЙСКОМ ЛИМАНЕ

Е. Г. Воля, А. И. Дручин, Г. Б. Черников
Одесский центр ЮгНИРО (ОдЦ ЮгНИРО)

Дальневосточная кефаль пиленгас *Mugil so-iuy* Basilewsky акклиматизирована в Азово-Черноморском бассейне в конце XX века. Данный вид занимает сейчас важное место в рыболовстве на морских акваториях и во внутренних водоемах Северо-Западного Причерноморья.

Как считалось ранее, одним из лимитирующих факторов для размножения пиленгаса является соленость воды [3]. Определенный уровень солености обеспечивает плавучесть пелагической икры пиленгаса в верхних слоях воды, способствуя ее нормальному развитию. В нативном ареале (Японское море, Амурский залив, вплоть до побережья Южной Кореи) пиленгас обитает как в распресненных водоемах, так и в воде с океанической соленостью. Для размножения он мигрирует в морские заливы с соленостью 28–32 ‰, а на зимовку – в более пресные воды, заходя в устья рек [4].

После акклиматизации в Азово-Черноморском бассейне у пиленгаса стали меняться границы толерантности по отношению к солености. Как отмечали Л. И. Семененко и Е. Н. Фитингов [5], его нерест в аквариальных условиях успешно протекал при уровне солености 20–23 ‰.

По данным Л. И. Булли [1], в ряде случаев нормальная инкубация икры пиленгаса в искусственных условиях происходила при солености 18–19 ‰, однако при 15–17 ‰ икра тонула; резко снижался процент развивающихся икринок, а у выклюнувшихся личинок наблюдались аномалии в развитии.

Впоследствии, после вселения пиленгаса в Палиевский залив Хаджибейского лимана (1993–1994 гг.), нижняя граница солености, при которой происходил его нерест в данном водоеме, еще более снизилась – до 8,0–13,8 ‰ [6, 7].

Предварительные исследования, проведенные в водоемах Северо-Западного Причерноморья, в частности в Хаджибейском лимане, продемонстрировали способность пиленгаса нереститься и при солености 4,5–4,7 ‰ [2]. Биологические параметры популяции пиленгаса, обитающей в Хаджибейском лимане, существенно отличаются от тех, что описаны для данного вида на Дальнем Востоке, в Черном и Азовском морях, и нуждаются в пристальном изучении. Цель настоящей работы – определить основные особенности нереста и роста молоди, которые следует учитывать при прогнозировании пополнения промыслового стада пиленгаса в Хаджибейском лимане.

Материал и методы

Материалом для статьи послужили данные комплексных исследований, проведенных на Хаджибейском лимане в 2003–2007 гг.

В процессе исследований в период нереста производили регулярные ихтиопланктонные ловы (ихтиопланктонной сетью ИКС-80), отбирали пробы зоопланктона (модифицированной сетью Джеди, газ № 53). В преднерестовый и нерестовый периоды проводили вскрытия производителей пиленгаса для опре-

деления состояния нерестовой популяции. Отлов производителей осуществляли ставными сетями и волокушей с механической тягой.

Численность личинок пиленгаса в кубическом метре воды определяли исходя из объема процеженной воды, учитывая диаметр отверстия ихтиопланктонной сети и скорость движения плавсредства.

Всего за период исследований было обработано 145 проб ихтиопланктона, 152 пробы зоопланктона, проанализировано 1520 производителей пиленгаса разного возраста.

Параллельно определяли гидрологические показатели водоема – соленость и температуру. Воду для определения солености в нижних и средних горизонтах отбирали батометром БМ-48. Соленость определяли с помощью мультифункционального анализатора Multi 340i/SET.

Результаты исследований

Хаджибейский лиман является водоемом с переменной соленостью – от гипергалинного до почти пресного. За последнее десятилетие соленость на основной части акватории колебалась в пределах 4-6 ‰. В настоящее время его соленость имеет тенденцию к повышению в связи с прекращением стоков с очистных сооружений СБО «Северная».

В 2003 г. нами был впервые зарегистрирован массовый естественный нерест пиленгаса в Хаджибейском лимане. Соленость в этот период в среднем составила 4,5 ‰ при незначительных колебаниях (4,3-4,7 ‰). В последующие годы размножение пиленгаса на акватории лимана также происходило при значениях солености, которые ранее не отмечались на других водоемах в период его нереста (табл. 1).

Таблица 1. Численность личинок пиленгаса при различных гидрологических условиях и оценка численности его молоди в осенний период

Год	Соленость в районе нереста, ‰	Температура, °С	Погодные условия	Численность личинок, экз./м ³	Оценка численности молоди в осенний период, млн. шт.
2003	4,3-4,7	19 °С	Ветер – 2-10 м/с	0,21-0,24	6-10
2004	4,5-4,7	17-18 °С	Ветер – 1-5 м/с	0,09-0,27	10
2005	4,2-4,5	17-19 °С	Ветер – 1-4 м/с	0,033-0,78	15
2007	4,0-5,5	21-23 °С	Ветер (штиль) – 3,2 м/с	2,08-3,75 (ср. 2,4)	40-45

В 2007 г. одной из задач исследований была проверка гипотезы о том, что пиленгас нерестится в Хаджибейском лимане в зоне галоклина, который позволяет держаться икринкам в слое более плотной воды с повышенной соленостью.

Анализы проб воды, отобранных в мае 2007 г., показали отсутствие слоя галоклина даже в самой глубокой части Хаджибейского лимана. Глубина, на которой отбирались пробы, равнялась 12,5 м.

Температура и соленость на этом участке составили: дно – 18 °С, 5,14 ‰; горизонт 6 м – 21 °С, 4,98 ‰; поверхность – 23 °С, 4,85 ‰.

Таким образом, были выявлены только незначительные изменения солёности по вертикали. Исследования осуществлялись при маловетренной погоде, которая сохранялась более недели (ветер около 3 м/с). В этой ситуации ветровое перемешивание вод исключается.

На более мелких участках (6-9 м) различия в солёности между верхними и нижними слоями воды вообще не наблюдались. В целом по акватории водоема солёность варьировала в пределах от 4,0 до 5,5 ‰.

Массовый нерест в 2007 г. начался 8-10 мая после повышения дневной температуры более 20 °С. Окончание нереста произошло в основном во второй декаде мая. Основная масса личинок пиленгаса в уловах икорной сети была зарегистрирована в слое 0,5-2,0 м. При этом личинки распределялись в нижней и средней частях водоема примерно на половине его акватории (около 5 тыс. га). Средняя численность личинок пиленгаса (длина 4,2-6,3 мм) в конце мая составляла около 2,4 экз./м³. Принимая во внимание, что выживаемость особей, прошедших стадию метаморфоза, составляет 20 %, общая численность молоди в водоеме летом 2007 г. может быть оценена на уровне 170 млн. экз.

В 2007 г. в нересте участвовала часть особей пиленгаса в возрасте 3 года, которые имели среднюю промысловую длину 35 см и массу 0,70 кг. Это поколение было очень многочисленным, что и обусловило, наряду с участием в нересте старших возрастных групп, существенное повышение численности молоди пиленгаса. Также, очевидно, сыграли немаловажную роль погодные условия – отсутствие сильных ветров, что препятствовало выносу на берег икры и ранних личинок.

Анализ содержимого желудков показал, что в пищевом комке у личинок пиленгаса после прохождения метаморфоза весной и в начале лета 2007 г. преобладали ветвистоусые ракообразные (*Daphnia* sp.) – до 98 %.

К концу мая, в период массового нереста пиленгаса, биомасса зоопланктона в средней части лимана достигла весьма высоких значений – 6 г/м³. В сообществе зоопланктона также доминировали крупные ветвистоусые ракообразные (90 % по биомассе).

В середине июня биомасса зоопланктона в центральной части лимана снизилась до 1,2-1,3 г/м³. В этот период стали преобладать более мелкие организмы – веслоногие ракообразные, коловратки. Процент крупных ветвистоусых ракообразных по биомассе снизился до 6,3.

В июле 2007 г. биомасса зоопланктона на данной акватории составила всего 0,012-0,21 г/м³, доля ветвистоусых сократилась до 0,3 %.

За период с 17 июня по первые числа июля 2007 г. средняя длина мальков пиленгаса увеличилась с 3,3 до 7,8 мм, но к 17 июля достигла только лишь 8,0 см. Во второй декаде августа средняя длина молоди составила 8,1 см, что свидетельствовало о существенном снижении темпа роста.

В табл. 2 приведены данные о размерных характеристиках пиленгаса в августе 2005 и 2007 гг., которые демонстрируют более высокий темп роста молоди данного вида в 2005 г., когда высокий уровень биомассы кормового зоопланктона сохранялся на протяжении всего летнего периода (табл. 3).

В сентябре в лимане стала проявляться дифференциация молоди пиленгаса возрастом 0+ по длине тела. Одна часть молоди с более высоким темпом роста имела среднюю длину 9,3 см, более мелкие особи – 6,5 см. Визуальные наблю-

Таблица 2. **Размерные характеристики молоди пиленгаса возрастом 0+ в августе 2005 и 2007 гг.**

l мм	6,6-7,0	7,1-7,5	7,6-8,0	8,1-8,5	8,6-9,0	9,1-9,5	9,6-10,0	10,1-10,5	10,6-11,0	11,1-11,5	11,6-12,0	12,1-12,5
2005 г.												
Численность, n ($\Sigma = 35$)					4	2	3	3	9	5	4	5
% (100)					11,4	5,7	8,6	8,6	25,7	14,3	11,4	14,3
2007 г.												
Численность, n ($\Sigma = 34$)	5	3	7	7	12							
% (100)	14,7	8,8	20,6	20,6	35,3							

дения показали, что мелкие мальки держатся у берега и питаются обрастаниями с камней, крупные – в отдалении от берегов, ближе к центру лимана, где, очевидно, находят наиболее подходящие для них кормовые объекты (плавающий детрит, зоопланктон). Общая численность подростой молоди в сентябре 2007 г. предварительно была оценена в 40-45 млн. экз.

Помимо пиленгаса, зоопланктон в Хаджибейском лимане потребляет в пищу

Таблица 3. **Биомасса зоопланктона в весенне-летний период в 2005 и 2007 гг.**

Год	Май	Июнь	Июль	Август
2005	4,7 г/м ³	6,1 г/м ³	-	4,9 г/м ³
2007	6 г/м ³	1,2-1,3 г/м ³	0,12-0,21 г/м ³	-

молодь пресноводных и мезогалинных рыб (судак, окунь), а также

пестрого толстолобика, в желудках которого присутствует как зоо-, так и фитопланктон. Таким образом, пиленгас создает им значительную пищевую конкуренцию.

Резкое уменьшение количественных показателей сообщества зоопланктона и изменение его качественного состава в конце лета 2007 г. свидетельствует об интенсивном выедании крупных форм рыбами, в основном молодью пиленгаса. Это не может не сказываться отрицательно на состоянии популяций рыб, и, в первую очередь, самого пиленгаса. Темп его роста в данном водоеме в отдельные годы значительно отстает от такового в море и других причерноморских лиманах. Наблюдающееся в 2007 г. увеличение ихтиомассы пиленгаса может привести к значительному обеднению кормовой базы водоема, и, как следствие, к ухудшению условий осеннего нагула, снижению темпа роста как данного вида, так и других рыб.

Переуплотнение молоди пиленгаса в водоеме способно повлечь за собой появление в зимний период в водоеме значительного количества ослабленных рыб и соответственно, повышение уровня смертности сеголетков, а впоследствии – и годовиков. Гибель истощенных годовиков пиленгаса в Хаджибейском лимане уже отмечалась нами в конце зимы и весной 2007 г. и, очевидно, была обусловлена плохими условиями нагула в осенний период 2006 г. В этот период биомасса зоопланктона в сентябре составляла 0,23-0,46 г/м³, что на порядок меньше, чем в тот же период 2005 г. Очевидно при суровой зиме в местах массовых скоплений подо льдом такой ослабленной молоди возможно возникновение и заморных явлений.

Выводы

1. В настоящее время можно говорить о том, что в Хаджибейском лимане сформировалась уникальная популяция пиленгаса, адаптированная к нетипичным для этого вида условиям замкнутого водоема с пониженной соленостью. Какой-либо вертикальной стратификации вод, которая способствовала бы распределению икры в пелагиали, в водоеме не обнаружено. Развитие икры происходит в приповерхностном горизонте 0,5-2,0 м при солености 4,0-5,5 ‰.

Благоприятные для формирования многочисленных поколений условия в отдельные годы складываются за счет высокой биомассы кормов (в первую очередь, крупных организмов зоопланктона), прогрева воды до 17-19 °С и маловетренной погоды, не допускающей выброс икры и ранних личинок на берега лимана.

2. Пиленгас играет значительную роль не только в промысле на Хаджибейском лимане, но и в экосистеме водоема. При высокой численности данный вид может составить серьезную пищевую конкуренцию молоди прочих видов рыб, а также планктофагам (гибриду пестрого и белого толстолобиков).

3. В Хаджибейском лимане в условиях переменной солености пиленгас, как вид экологически пластичный, имеет все преимущества перед пресноводными видами, обитающими в водоеме в настоящее время. Однако дальнейшее повышение солености воды может привести к сукцессионным процессам, которые повлекут за собой существенное снижение количественных показателей зоопланктонного сообщества, что способно в значительной степени снизить эффективность нереста пиленгаса.

Литература

1. Булли Л. И. Влияние солености на жизнеспособность пиленгаса *Mugil so-iuy* Bas. в раннем онтогенезе // Тез. докл. 5-й Всес. конф. по раннему онтогенезу рыб. – М., 1991. – С. 180-182.
2. Воля Е. Г., Бушуев С. Г., Дручин А. И. Массовый нерест дальневосточной кефали пиленгаса в условиях низкой солености в Хаджибейском лимане // Рыбное хозяйство Украины. – 2003. – № 5. – С. 2-3.
3. Дехник Т. В. Икра пиленгаса и ее развитие // Известия ТИНРО. – 1951. – Т. 34. – С. 262-266.
4. Мизюркина А. В. Нерест пиленгаса в Амурском заливе // Рыбное хозяйство. – 1984. – № 5. – С. 31.
5. Семененко Л. И., Фитингов Е. М. Искусственное разведение пиленгаса // Рыбное хозяйство. – 1991. – № 1. – С. 54-55.
6. Турятко И. П. Дальневосточная кефаль пиленгас – перспективный вид аквакультуры причерноморских водоемов // Тез. докл. Международн. конф.: Проблемы сохранения биоразнообразия среднего и нижнего Днестра. – Кишинев, 1998. – С. 171-172.
7. Турятко И. П., Зубкова Е. И. Вопросы выращивания и воспроизводства кефали *Mugil so-iuy* Bas. в условиях Палиевского залива // 2 з'їзд гідроекол. тов. України: Тез. допов. – Київ, 1997. – Т. 2. – С. 57.

К ВОПРОСУ О ВНУТРИВИДОВОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ ЗИМУЮЩЕЙ У ПОБЕРЕЖЬЯ КРЫМА ХАМСЫ

Г. В. Зуев¹, К. Д. Гуцал², Е. Б. Мельникова¹, В. А. Бондарев¹

¹ИнБЮМ, ²Восточно-Черноморская Госрыбохрана

Европейский анчоус, или хамса (*Engraulis encrasicolus* L) благодаря своей многочисленности и высоким темпам воспроизводства является в настоящее время основным промысловым видом в Азово-Черноморском бассейне. Ее доля в общем вылове рыб всеми причерноморскими государствами составляет более 50-60 %, достигая в отдельные годы 75-80 %. Основной промысел производится в прибрежных водах Турции и Грузии, куда хамса в массовом количестве мигрирует из северной половины Черного моря и Азовского моря на зимовку, образуя плотные и устойчивые скопления. Лишь относительно небольшая часть общего стада зимует у побережья Северного Кавказа (к югу от Туапсе), – а также у южного и западного побережья Крыма, оставаясь постоянно в сфере экономических интересов Украины, т.е. составляет ее собственный национальный ресурс.

Лов хамсы у крымского побережья относится к числу традиционных видов черноморского рыбного промысла. Это достаточно убедительно доказывают результаты археологических раскопок Херсонеса Таврического [17]. О том, насколько велики были масштабы этого промысла еще в античном мире, могут свидетельствовать объемы вырубленных в скалах древнего города засолочных (пашенных) ям, которые вмещали до 500-1000 пудов рыбы.

Вместе с тем, образование массовых зимовальных скоплений хамсы у крымских берегов происходит не ежегодно, что в свою очередь существенно осложняет планирование мероприятий по организации зимнего прибрежного промысла. Одно из первых документальных подтверждений массовой зимовки хамсы у юго-западного побережья Крыма и ее захода в Балаклавскую бухту в 1859 г. можно найти у Н. Я. Данилевского [1871: цит. по 12]. Согласно его описанию, хамсы было настолько много, что не было видно воды. В результате большая часть рыбы задохнулась и погибла. В не столь впечатляющих масштабах это повторилось в 1867 г. О промысловом лове хамсы в районе Севастополя-Балаклавы в зимние сезоны 1902/1903, 1909/1910 и 1910/1911 гг. пишет М. И. Тихий [16]. По его словам, в феврале 1911 г. только из Балаклавы было отправлено для продажи в южные губернии России и Турцию около 50 тыс. пудов (800 т) соленой хамсы. В то же время зимний сезон 1913/1914 гг. рассматривался в качестве типичного «бесхамсинного» года, когда промысел отсутствовал. Массовые подходы хамсы к ЮБК, наблюдавшиеся от Ласпинского залива до Судака, зарегистрированы в зимние сезоны 1920/1921, 1921/1922 и 1929/1930 гг. [12].

Согласно [1], общий улов хамсы для всего крымского полуострова в начале XX столетия достигал 75-83 тыс. ц. При этом на Севастопольско-Балаклавский район приходилось до 20-25 тыс. ц.

По данным [3, 4, 7, 8, 15, 16 и др.], хамса в промысловых количествах зимовала у крымских берегов в сезоны 1948/1949; 1949/1950; 1953/1954; 1958/1959; 1960/1961; 1962/1963; 1976/1977; 1983/1984 и 1987/1988 гг.

Нерегулярность массовых зимовок хамсы у берегов Крыма определяется сочетанием ряда биотических и абиотических факторов. К числу первых принадлежат условия нагула, которые определяются состоянием кормовой базы рыб и продолжительностью нагульного периода; к числу вторых – гидрометеорологические условия, а именно, атмосферный перенос (ветровую деятельность) в осенний период и температурный режим моря.

Согласно результатам современных популяционно-генетических исследований [19], европейский анчоус представлен в Азово-Черноморском бассейне двумя популяциями – черноморской и азовской. Для каждой из них характерно наличие пространственно обособленных репродуктивных, нагульных и зимовальных областей.

Относительно популяционной принадлежности зимующей у побережья Крыма «украинской» хамсы единого мнения нет. Тем не менее, это крайне важно, поскольку размеры квот, устанавливаемых на вылов черноморской и азовской хамсы, разделены и лимитируются величиной промыслового запаса каждой популяции. Их цель – избежать перелова, с одной стороны, и полностью использовать этот запас, с другой.

Одно из первых упоминаний о расовой принадлежности зимующей у крымских берегов хамсы принадлежит Н. Е. Максиму [9], который полагал, что у побережья Крыма зимует мелкая азовская хамса, которая в разные годы распространяется до м. Сарыч и Севастополя, и редко до Евпатории, тогда как черноморская хамса встречается в этом районе с мая до октября-ноября. Согласно [1], зимой у берегов Крыма может встречаться как черноморская, так и азовская хамса. С. М. Малятский [10] считал, что у крымских берегов зимует как азовская хамса, так и «западное племя» черноморской хамсы. Район зимовки азовской хамсы при этом в отдельные годы простирается до Севастополя и дальше, однако чаще всего западной границей ее распространения является участок между мысами Сарыч и Айя.

Для убедительности сошлемся на данные И. И. Пузанова [12] относительно распространения и количественного распределения разных рас хамсы в СЗЧМ и у крымских берегов, основанные на изучении промысловых уловов в 1926-1930 гг. Согласно им в районе Одессы и Евпатории ловилась исключительно черноморская (черная) хамса. В Севастопольско-Балаклавском (от м. Лукулл до м. Сарыч) часто подходила азовская хамса. В частности, на ее долю в эти годы пришлось 71 % вылова, на долю черноморской – только 29 %. И, наконец, в Ялтинско-Феодосийском районе черноморская хамса составляла лишь незначительный прилов к азовской. При этом наибольшие уловы были получены в двух последних районах.

По данным [7, 8] у крымского побережья зимует преимущественно черноморская хамса, которая появляется здесь в ноябре-декабре по мере понижения температуры воды в СЗЧМ. Основные места ее зимовки – Балаклавский залив и юго-западное побережье полуострова до м. Аю-Даг, характеризующееся наличием близко подходящего к берегу крутого свала, образующего хорошо защищенные от штормов и течений участки моря (ямы).

В свою очередь А. К. Чашин [18], ссылаясь на результаты собственных многолетних (1975-1988) исследований расового состава азово-черноморской хамсы с использованием морфо-физиологических и биохимических методов, ука-

зывает, что среди зимовавшей на ЮБК в 1976-1988 гг. хамсы ни разу не удалось зафиксировать сколько-нибудь существенного количества особей черноморской расы. Отсюда, по его мнению, сведения о значительных зимовальных скоплениях и промысле черноморской хамсы, которые приводили в своих работах предыдущие авторы (в частности, Н. И. Данилевский и А. А. Майорова), являются следствием неправильного определения ее расовой принадлежности.

Так ли это? Попробуем разобраться. Действительно, заключение А. К. Чащина основано на результатах изучения комплекса морфо-физиологических и биохимических показателей, включая скорость роста особей, степень их зараженности личинками нематоды *Contracaecum aduncum*, частоты групп крови и аллелей изоцитратдегидрогеназы и эстеразы, и посему не должно вызывать сомнения в его справедливости. Вместе с тем, представляется сомнительным, чтобы А. А. Майорова или Н. Н. Данилевский, на протяжении нескольких десятилетий подробно изучавших этот вид, не могли отличить черноморскую хамсу от азовской?

Кстати, у А. А. Майоровой [8] читаем: «У берегов Крыма промысел базируется как на черноморской, так и азовской хамсе, которая, например в 1951 г. составила основную часть улова». Из этой фразы, очевидно, что она (А. А. Майорова) прекрасно различала черноморскую и азовскую хамсу. Не менее убеждает в этом и другая ее фраза (там же): «В северо-западной части Черного моря у берегов Украины основу промысла составляет исключительно черноморская хамса». Из этих фраз следует, что если летние (в период нагула) уловы хамсы в СЗЧМ представлены черноморской хамсой, то зимние (у берегов Крыма) вполне могут состоять как из черноморской, так и азовской хамсы или же смеси этих двух форм. В свете имеющихся сведений о распределении и поведении разных форм хамсы во время зимовки это вполне объяснимо.

Таким образом, согласно вышеприведенным сведениям, большинство исследователей согласны с тем, что у берегов Крыма зимуют (или, по крайней мере, зимовали вплоть до 60-х годов прошлого столетия) обе формы хамсы – черноморская и азовская, образуя здесь в отдельные годы промысловые скопления. Однако районы и время их подхода к берегу и, соответственно, районы и время лова, как правило, не совпадают.

Цель данной работы – рассмотреть популяционную принадлежность хамсы, зимовавшей у южного и западного побережья Крыма в 1999/2007 гг.

Материал и методы

С учетом морфологических различий между черноморской и азовской формами хамсы [1, 5, 12, 14] для их идентификации в качестве основного показателя использовали отношение длины отолита к его ширине (l/d). Поскольку достоверность показателя l/d как отличительного признака разных рас хамсы была установлена лишь для взрослых, крупных особей [7], данный показатель рассчитывали для рыб, имеющих стандартную длину 8 см и более. Согласно нашим данным (неопубл.), величина отношения l/d у взрослых особей хамсы ($SL \geq 8,0$ см) сохраняется постоянной с вероятностью 0,95. Измерение отолитов производили под бинокулярным микроскопом МБС-9 с помощью окуляр-микрометра в проходящем свете.

Материалом для исследования послужили массовые выборки (пробы) свежемороженой и (или) свежей хамсы из траловых уловов промысловых судов.

Общее количество изученных отолитов, районы и сроки взятия проб указаны в табл. 1.

Таблица 1. **Объем исследованного материала**

Год	Кол-во экз.	Кол-во проб	Район	Месяцы
1999/2000	744	10	м. Лукулл-м. Фиолент	XII-II
2000/2001	775	10	м. Лукулл-м. Херсонес	XI-I
2001/2002	320	5	Симеиз-Морское	XII-I
2002/2003	896	14	м. Лукулл-м. Сарыч	I-IV
2003/2004	192	6	м. Лукулл-Алушта	X-XI, II
2004/2005	327	7	м. Лукулл-Балаклава	XI-XII, III, V
2005/2006	871	28	Евпатория-м. Ай-Тодор	XI-XII
2006/2007	454	4	м. Лукулл-м. Сарыч	XI

Результаты и обсуждение

Результаты исследований представлены в табл. 2. Согласно им, величина отношения l/d у хамсы подвержена межгодовой изменчивости. В период исследований в разные годы средние значения l/d изменялись от $2,043 \pm 0,004$ (2000/2001) до $2,150 \pm 0,008$ (2005/2006). В то же время ежегодно величина этого показателя оставалась постоянной в разных участках побережья. Лишь однажды, зимой 2005/2006 гг. были обнаружены достоверные различия ($p < 0,05$) средних значений l/d у хамсы из района Евпатория-м. Лукулл ($2,150 \pm 0,008$) и от южного побережья между мысами Сарыч и Ай-Тодор ($2,116 \pm 0,005$).

Таблица 2. **Процентное соотношение разных внутривидовых форм хамсы**

Год	l/d	Район	Вылов, т	Соотношение, %	
				Черноморская/азовская, %	Черноморская/прибрежная, %
1999/2000	$2,091 \pm 0,004$ n = 744	м. Лукулл-м. Фиолент	922	69/31	64/36
2000/2001	$2,043 \pm 0,004$ n = 775	м. Лукулл-м. Херсонес	1011	44/56	3/97
2001/2002	$2,084 \pm 0,007$ n = 320	Симеиз-Морское	1017	65/35	55/45
2002/2003	$2,048 \pm 0,004$ n = 896	м. Лукулл-м. Сарыч	4388	46/54	10/90
2003/2004	$2,089 \pm 0,007$ n = 191	м. Херсонес-м. Ай-Тодор	1211	67/33	62/38
2004/2005	$2,093 \pm 0,008$ n = 327	м. Лукулл-Балаклава	980	70/30	66/34
2005/2006	$2,150 \pm 0,008$ n = 282	Евпатория-м. Лукулл	4371	100/-	100/-
	$2,116 \pm 0,005$ n = 580	м. Сарыч-м. Ай-Тодор		82/18	95/5
2006/2007	$2,109 \pm 0,005$ n = 454	м. Лукулл-м. Херсонес	791	79/21	86/14
1999/2007		Все районы	$\Sigma = 14691$	64/36	53/14

Принимая вслед за Е. П. Сказкиной [14] абсолютные значения отношения l/d 1,96 и 2,15 в качестве показателей популяционной принадлежности хамсы соответственно к азовской и черноморской форме, следует предположить, что зимовавшая в 1999/2007 гг. у побережья Крыма хамса, имеющая промежуточные между черноморской и азовской хамсой значения l/d , представляет собой неоднородную в таксономическом отношении совокупность особей, объединяющую в своем составе представителей обеих этих популяций.

Зная величину отношения l/d смешанной совокупности, с помощью метода расовых исследований А. В. Морозова [11] легко установить процентное соотношение внутри нее представителей разных форм. Согласно этому методу, при смешении двух каких-нибудь групп, характеризующихся разными величинами индексов, средние (арифметические) значения индексов смешанной группировки займут промежуточное положение между средними смешиваемых групп, приближаясь по своей величине к той из них, доля которой является наибольшей.

С помощью графика пропорциональной зависимости (рис. 1) находим процентное соотношение черноморской хамсы для каждого зимнего сезона (см.

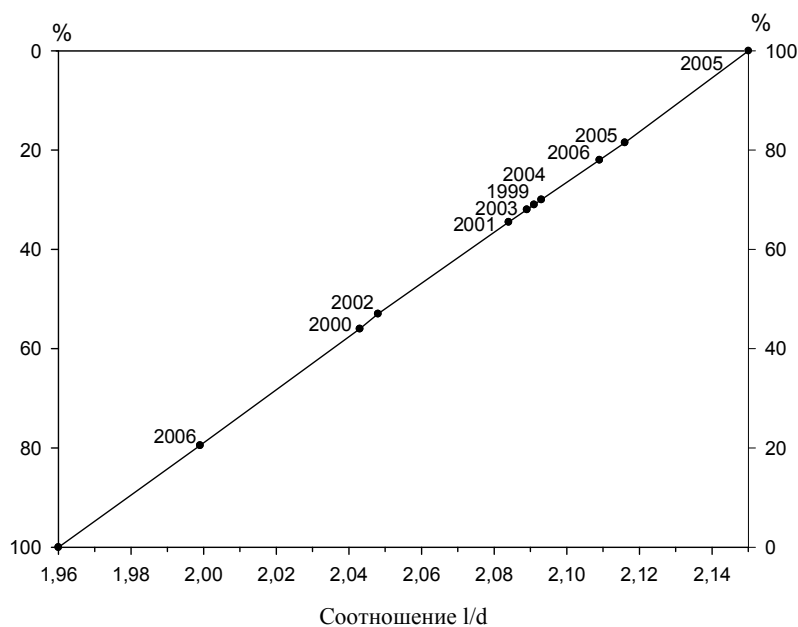


Рисунок 1. Процентное соотношение азовской и черноморской хамсы у юго-западного побережья Крыма в 1999-2007 гг.

табл. 2). Как видно, в шести случаях из восьми в разных соотношениях (от 65 % в 2001/2002 гг. до 82 % в 2005/2006 гг.) преобладала черноморская хамса. И лишь дважды — в 2000/2001 и 2002/2003 гг. преобладающее значение имела азовская хамса. Однако ее доля лишь ненамного превышала половину общей численности (56 и 54 %, соответственно). В другие годы она варьировала от 18 до 35 %. При этом, как упоминалось выше, доля каждой из этих форм во всех районах была постоянной. И только лишь однажды в 2005/2006 гг. на участке побережья между Евпаторией и м. Лукулл доля черноморской хамсы составила 100 % ($l/d = 2,150 \pm 0,008$). В этой связи небыло интересно отметить, что наши данные подтверждают вывод И. И. Пузанова [12] о том, что у Евпатории ловится исключительно черноморская (черная) хамса без примеси азовской, в отличие от более южных участков крымского побережья. Всего за весь период наших исследований доля черноморской хамсы составила 64 %, доля азовской — 36 %.

При всей своей убедительности относительно систематической принадлежности зимовавшей хамсы данная версия не свободна от недостатков. Одним из

них является, в частности, факт постоянного присутствия в пробах азовской хамсы, начиная с ноября, что служит прямым указанием на то, что она подходит к южному и западному (вплоть до м. Лукулл) побережью Крыма одновременно с черноморской из западной и северо-западной части моря. Так, в ноябре 2006 г. азовская хамса у юго-западного побережья между м. Херсонес и м. Сарыч, составляла не менее 21 % ($l/d = 2,109 \pm 0,005$) (см. табл. 2). Однако, как известно, именно в это время (октябрь-ноябрь) она обычно начинает массовую миграцию из Азовского моря (наши данные за 2006 г. подтверждают это) и при благоприятных условиях достигнет района Алушты-Ялты не ранее, чем через 2-2,5 мес. Как правило, ее появление на ЮБК происходит в конце зимы-начале весны. При этом лишь в редких случаях она распространяется западнее м. Сарыч. В 2000/2001 и 2002/2003 гг., когда доля азовской хамсы достигала 56 % ($l/d = 2,043 \pm 0,004$) и 54 % ($l/d = 2,048 \pm 0,004$), соответственно, наибольшие уловы приходились в первом случае на ноябрь-январь (89,4 %), во втором – на декабрь-февраль (79,9 %) (рис. 2). При этом район промысла занимал пространство от м. Лукулл до м. Сарыч.

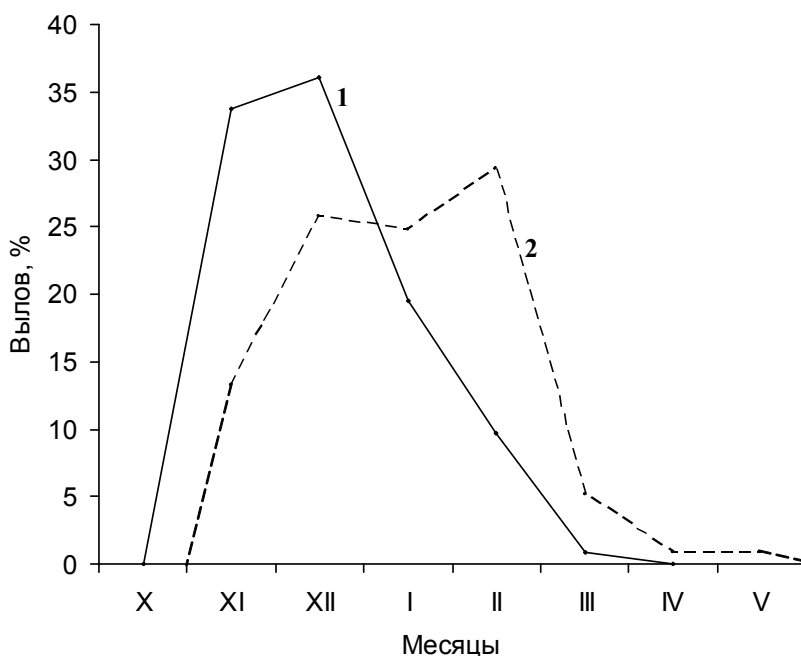


Рисунок 2. Динамика уловов хамсы в 2000/2001 гг. (1) и 2002/2003 гг. (2)

Учитывая подобное несоответствие можно предположить, что зимовавшая у западного и южного побережья Крыма в период наших исследований азовская хамса в действительности не является таковой, а относится к местной группировке, близкой по своим морфологическим признакам к азовской хамсе, населяющей западный и северо-западный районы Черного моря.

Действительно, имеется ряд указаний разных авторов на существование в северо-западной части Черного моря местных популяций хамсы. Так, И. И. Пузанов [13] выделяет одесскую и севастопольскую популяции, похожие по ряду морфологических признаков на азовскую расу. Предположение о существовании обособленной популяции азовской хамсы в северо-западном районе Черного моря высказывали О. В. Калнина и В. В. Калнин [6] по результатам популяционно-генетических исследований. Согласно [5], в СЗЧМ, наряду с типично черноморской расой хамсы, населяющей открытые районы, обитает отличающаяся от нее по ряду морфо-физиологических и экологических признаков прибрежная популяция, которая тяготеет к опресненным участкам. В частности, одним из харак-

терных морфологических различий между ними является величина отношения l/d . У черноморской хамсы она равна 2,12, у прибрежной – 2,04.

Принимая данные значения l/d в качестве различительного признака для этих форм, находим с помощью метода Морозова (рис. 3) их процентное соотношение. Как видно (см. табл. 2), существенных изменений по сравнению с предыдущей версией не наблюдается.

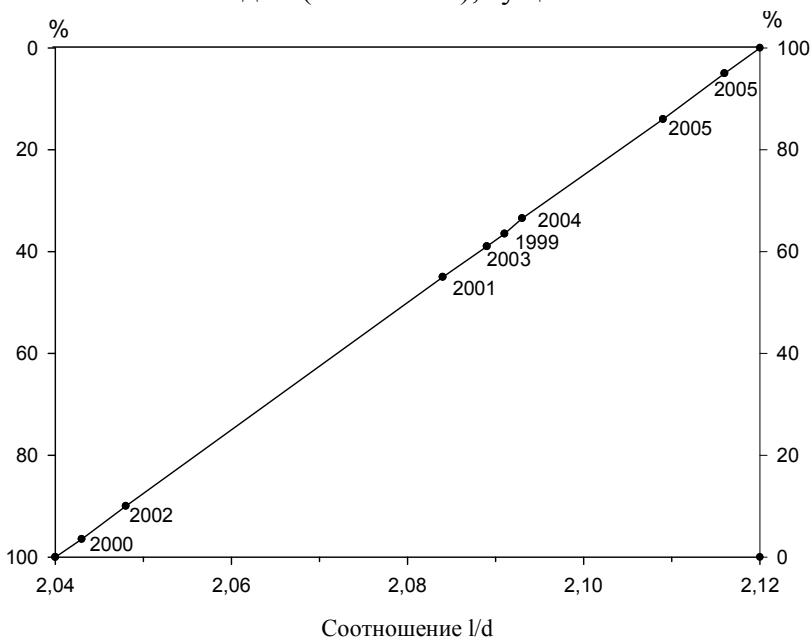


Рисунок 3. Процентное соотношение прибрежной и черноморской хамсы у юго-западного побережья Крыма в 1999-2007 гг.

Черноморская хамса также численно преобладает в шести случаях (сезонах) из восьми, однако ее доля в целом оказалась несколько ниже (53 % против 64 %), тогда как доля прибрежной увеличилась с 36 до 47 %.

В период 1999-2007 гг. зимний вылов хамсы у юго-западного побережья Крыма испытывал весьма существенные (более чем пятикрат-

ные) колебания. Дважды – в 2002/2003 и 2005/2006 гг. его объем превышал 4,3 тыс. т, варьируясь в остальные годы от 791 до 1211 т (см. табл. 2). Относительно возможных причин столь резко выраженных межгодовых флуктуаций можно говорить лишь предположительно. С одной стороны, это можно рассматривать как результат динамики численности популяции хамсы, чередования многочисленных урожайных и неурожайных поколений, с другой – как результат воздействия на популяцию каких-то внешних факторов, например, климатических, которые способствуют концентрации хамсы в данном районе, препятствуя ее дальнейшей миграции к юго-восточному и южному побережью Черного моря.

При рассмотрении первой версии обращает на себя внимание факт отсутствия какой-либо связи между динамикой вылова и размерной и (соответственно) возрастной структурой популяции, что нехарактерно для короткоцикловых видов рыб.

В то же время можно видеть (рис. 4), что образование зимовальных скоплений в обоих случаях (зимой 2002/2003 и 2005/2006 гг.) совпадает с максимальными значениями температурного градиента в осенний период (ноябрь-январь) и минимальными зимними температурами воды (январь-февраль), т. е. с годами наиболее сильного выхолаживания черноморских вод, основной причиной которого, как известно, является преобладание в атмосфере процессов восточного переноса и интенсификации Основного Черноморского течения (ОЧТ).

Интенсификация ОЧТ в свою очередь должна сопровождаться усилением динамических процессов в море, в частности процессов антициклонической

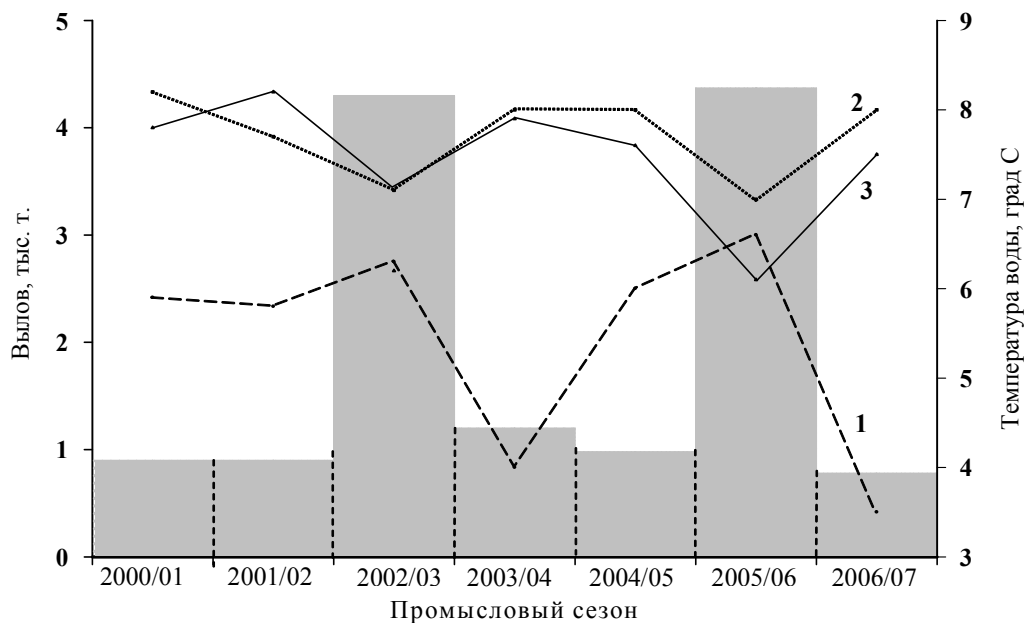


Рисунок 4. Вылов хамсы и температурные показатели воды: 1 – температурный градиент в ноябре-январе; 2 – среднемесячная температура воды в январе-феврале; 3 – среднемесячная температура воды в феврале (данные МО УкрНИГМИ)

завихренности и формированием квазистационарной конвергентной зоны, разделяющей море на две области – прибрежную, содержащую более теплую и распресненную воду, и открытую части моря, содержащую более холодную воду [2]. Возможно, что именно зона конвергенции образует тот физический барьер, который теплолюбивая хамса в процессе осенней миграции из СЗЧМ к турецким берегам не может преодолеть и остается зимовать на крымском шельфе. Только дальнейшие исследования позволят ответить на этот вопрос.

Заключение

Выбирая между вышеприведенными версиями относительно внутривидовой неоднородности хамсы, предпочтение, по нашему мнению, следует отдать второй, согласно которой зимовавшую у юго-западного побережья Крыма в исследованный период хамсу следует рассматривать как таксономически неоднородную совокупность, состоящую из смеси типично черноморской хамсы и прибрежной, постоянно обитающей в СЗЧМ форме, близкой по своим морфологическим признакам к азовской хамсе, количественное соотношение между которыми подвержено временной (межгодовой) и пространственной изменчивости.

Литература

1. Александров А. И. Анчоусы Азовско-Черноморского бассейна, их происхождение и таксономическое обозначение // Тр. Керч. науч. рыбохоз. станции, 1927. – Т. I. – Вып. 2-3. – С. 3-99.
2. Альтман Э. Н., Богусловский С. Г., Гертман И. Ф. и др. Основные черты гидрометеорологического режима и гидрологии бассейна // Практическая экология морских регионов. Черное море / Под ред. В. П. Кеонджаяна и др. – Киев: Наукова думка, 1990. – С. 11-33.

3. **Данилевский Н. Н.** Миграции черноморской хамсы и факторы, их обуславливающие // Труды АзчерНИРО, 1958. – Вып. 17. – С. 51-74.
4. **Данилевский Н. Н.** Важнейшие факторы, определяющие сроки и районы образования промысловых скоплений черноморской хамсы // Труды АзчерНИРО, 1964. – Вып. 22. – С. 115-124.
5. **Данилевский Н. Н., Майорова А. А.** Анчоус *Engraulis encrasicolus ponticus* Alex. // Сырьевые ресурсы Черного моря. – М.: Пищ. пром-сть, 1979. – С. 25-73.
6. **Калнин В. В., Калнина О. В.** Генетическая дифференциация и репродуктивные взаимоотношения азовской и черноморской рас европейского анчоуса. Сообщение II. Генетические отличия и внутренняя гетерогенность Азовской и Черноморской рас анчоуса // Генетика. – 1984. – Т. 20. – № 2. – С. 309-313.
7. **Майорова А. А.** Распределение и промысел черноморской хамсы (предварительные сообщения) // Труды АзчерНИРО, 1950. – Вып. 14. – С.11-34.
8. **Майорова А. А., Чугунова Н. И.** Биология, распределение и оценка запаса черноморской хамсы // Тр. Всес. науч.-иссл. ин-та морск. рыбн. хоз-ва и океаногр., 1954. – Т. 28. – С. 5-33.
9. **Максимов Н. Е.** Образ жизни промысловых рыб и их лов у берегов Болгарии и Румынии в западной части Черного моря // Ежег. зоол. музея импер. Акад. Наук. – 1913. – Т. 18. – № 1. – С. 1-52.
10. **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.
11. **Морозов А. В.** К методике расовых исследований вообще и воблы в частности // Тр. Волго-Касп. рыбохоз. станции. – Саратов, 1932. – С 1-20.
12. **Пузанов И. И.** Анчоус. Опыт научно-промысловой монографии // Уч. зап. Горьковского гос. унив., 1936. – Вып. 5. – С. 3-64.
13. **Пузанов И. И.** О местных популяциях черноморского анчоуса // Научн. ежегодник Одесск. гос. унив. (1956). – 1957. – С. 254-257.
14. **Сказкина Е. П.** Различие азовской и черноморской хамсы по отолитам // Вопр. ихтиологии. – 1965. – Т 5. – Вып. 4 (37). – С. 600-605.
15. **Тараненко Н. Ф.** Поведение хамсы на местах ее зимовок в Черном море // Тр. Азово-Черн. науч.-иссл. ин-та морск. рыбн. хоз-ва и океаногр., 1958. – Вып. 17. – С. 111-140.
16. **Тихий М. И.** Несколько слов об анчоусе // Вестник рыбопромышленности. – 1914. – № 1. – С. 50-68.
17. **Тихий М. И.** Анчоус Херсонеса Таврического // Вестник рыбопромышленности. – 1917. – № 1-3. – С. 1-41.
18. **Чащин А. К., Акселев О. И.** Миграции скоплений и доступности черноморской хамсы для промысла в осенне-зимний период // Сб. науч. трудов ВНИРО: Биол. ресурсы Черного моря. – М., 1990. – С. 80-92.
19. **Ivanova P. P., Dobrovolov I.** Population-genetic structure on European anchovy (*Engraulis encrasicolus* Linnaeus, 1958) (Osteichthyes: Engraulidae) from Mediterranean Basin and Atlantic Ocean // Acta Adriat. – 2006. – № 47 (1). – P. 13-22.

О СВЯЗИ КОЭФФИЦИЕНТОВ СООТНОШЕНИЯ ВЕС-ДЛИНА С БИОЛОГИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ ЧЕРНОМОРСКОГО ШПРОТА

Е. Б. Мельникова
ИнБЮМ

Развитие и углубление ихтиологических исследований повлекло за собой необходимость широкого использования математических моделей и корреляционно-регрессионных методов позволяющих определить характер изменения биологических параметров рыб, прогнозировать промысловые запасы и возможные объемы вылова [4, 5, 7, 11].

Развитие промысла черноморского шпрота, который является в последние годы одним из основных промысловых видов рыб Черного моря, требует повышения уровня научной обоснованности оценок величин запаса и допустимого уровня эксплуатации с учетом структуры его запаса и биологической дифференциации [8, 9].

Использование математических моделей, характеризующих особенности развития и формирования популяции, позволяет оценивать и интерпретировать биологические показатели промысловых видов рыб, а также служить методом оценки антропогенного воздействия, связанного с экологическими проблемами Азово-Черноморского бассейна, изменением климатических условий, и на основе этого служить ориентиром, позволяющим оценить объемы допустимого изъятия сырьевых ресурсов промысловыми судами рыбодобывающей промышленности.

Одной из простых, но достаточно эффективных моделей, позволяющих оценить биологические параметры рыб, является зависимость вес-длина, изменчивость которой в различных условиях обитания открывает широкие возможности для анализа состояния и тенденций развития популяции.

Целью данной работы является определение сезонной и возрастной изменчивости биологических показателей черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus* (Clupeidae) на основе анализа коэффициентов соотношения вес-длина.

Биологическому анализу и статистической обработке подвергались пробы, полученные в 2004 и 2005 гг. из траловых уловов промысловых судов с юго-западного шельфа Крыма (от м. Херсонес до м. Лукулл). Лов проводился на глубине от 50 до 80 м разноглубинным тралом с размером ячейки 6 мм.

Из тралового улова в ходе научно-исследовательского и промышленного лова отбиралась случайным образом проба в количестве от 90 до 100 экз. Материал обрабатывали в свежем, охлажденном виде или после заморозки при температуре минус 20 °С. При биологическом анализе длину тела определяли с точностью до 0,1 см, вес – 0,01 г. Возраст определяли по отолитам.

Статистическую обработку данных осуществляли на персональном компьютере *IBM PC* с использованием пакетов прикладных программ *Statistica*, *Excel* и *MathCAD*. За указанный период было проанализировано 38 траловых уловов.

В ихтиологии, применительно к рыбам, общепринято [2, 4, 11], что на любом этапе жизни функциональная зависимость между весом и длиной рыбы описывается по закону степенной функции

$$W = aL^b, \quad (1)$$

где W – вес рыбы,

L – длина рыбы,

a и b – некоторые постоянные коэффициенты.

При проведении статистической обработки результатов экспериментальных измерений методами регрессионного анализа с использованием пакетов прикладных программ для каждой j -ой возрастной группы шпрота, присутствующей в улове, находилось уравнение вида (1) и определялись коэффициенты a_{ji} и b_{ji} . Затем найденные коэффициенты a_{ji} и b_{ji} для каждой из возрастных групп усреднялись ежемесячно в соответствии с выражениями

$$a_j = \frac{\sum_{i=1}^n a_{ji}}{n}, \quad b_j = \frac{\sum_{i=1}^n b_{ji}}{n}, \quad (2)$$

где a_j и b_j – среднемесячные значения коэффициентов a и b уравнения (1) для j -ой возрастной группы,

a_{ji} и b_{ji} – значения коэффициентов a и b уравнения (1) для j -го возраста i -ой пробы исследуемого месяца,

n – количество проб в данном месяце.

По найденным в соответствии с выражениями (2) среднемесячным коэффициентам a_j и b_j строились и анализировались зависимости вес-длина черноморского шпрота для различных возрастных групп и месяцев года.

Известно [1, 3, 6, 13], что промысловое стадо шпрота характеризуется достаточно продолжительным нерестовым сезоном, начинающимся осенью, достигающим максимума зимой и заканчивающимся к весне. Растяннутость нереста объясняется порционностью икротетания и неодновременным созреванием отдельных групп рыб промыслового стада [1, 13].

Проследим, как эти особенности биологического развития шпрота отражаются на возрастном и сезонном характере зависимости вес-длина.

На рис. 1 изображены среднеянварские зависимости вес-длина для годовиков и двухгодовиков черноморского шпрота. Среднемесячные коэффициенты уравнения вида (1), по которым построены графики, имеют следующие значения: для годовиков – $a_1 = 0,0144$; $b_1 = 3,032$; для двухгодовиков – $a_2 = 0,0087$; $b_2 = 3,044$.

Из рис. 1 видно, что в январе кривая зависимости вес-длина для годовиков идет выше, чем аналогичная зависимость для двухгодовиков. Т. е. годовики, имеющие такую же длину, как и двухгодовики, имеют больший вес. На первый взгляд кажется, что это противоречит действительности.

Попытаемся объяснить этот факт.

В целом нерестовый сезон основной массы шпрота продолжается с октября по февраль [1, 3, 6, 13]. Однако, как отмечено [1, 13], разные группы черноморского шпрота созревают не одновременно. Вероятно, в этих работах идет речь о неодновременном созревании разных возрастных групп, которые хотя и

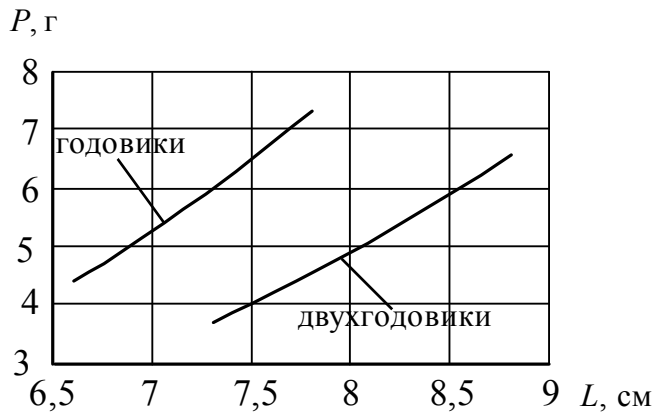


Рисунок 1. Зависимости вес-длина характерные для января

первый нерестовый сезон, в большей своей части в январе находятся в активной стадии нереста и имеют больший вес, чем отнерестившиеся рыбы такой же длины.

В феврале-апреле рыбы разных возрастов промыслового стада в основном завершают нерест. Линии зависимости вес-длина для этих месяцев года, характеризующие рыб двухгодовалого возраста, являются фактически продолжением линии, характеризующей рыб годовалого возраста.

На рис. 2 изображены зависимости вес-длина для годовиков и двухгодовиков характерные для марта. В феврале и апреле графики имеют такой же характер, как и в марте. Для упрощения эти графики не приведены.

В марте среднемесячные коэффициенты уравнения вида (1), по которым построены графики, изображенные на рис. 2, имеют следующие значения: для годовиков $a_1 = 0,008$; $b_1 = 3,019$; для двухгодовиков $a_2 = 0,0076$; $b_2 = 3,035$.

Из рис. 2 видно, что в марте графики зависимости вес-длина для рыб разных возрастов, имеющих одинаковую длину, практически сливаются. Рыбы разных возрастов в этот период характеризуются биологической однородностью показателей и отличаются лишь усредненными значениями длины и веса, связанных с возрастным ростом.

В майских, июньских, июльских и августовских уловах встречаются сеголетки, двухлетки и трехлетки. Графики зависимости вес-длина для рыб разных возрастов в эти месяцы имеют близкий, незначительно отличающийся наклон, связанный, возможно, с особенностями питания [12, 14] и нагула [1, 10].

На рис. 3 изображены среднемесячные (июнь 2005 г.) зависимости вес-длина для черноморского шпрота разных возрастов. При построении графиков были использованы следующие среднемесячные значения коэффициентов: для сеголеток — $a_0 = 0,0357$; $b_0 = 2,24$; для двухлеток — $a_2 = 0,0135$; $b_2 = 2,81$; для трехлеток — $a_3 = 0,0161$; $b_3 = 2,73$.

нерестятся достаточно длительное время, но пики максимума нереста у младших и старших возрастных групп несколько смещены.

В январе большая часть шпрота двухгодовалого возраста (по сравнению со шпротом годовалого возраста) завершает нерест, и отнерестившиеся рыбы имеют меньший вес. Рыбы, которым в январе исполняется год и это их

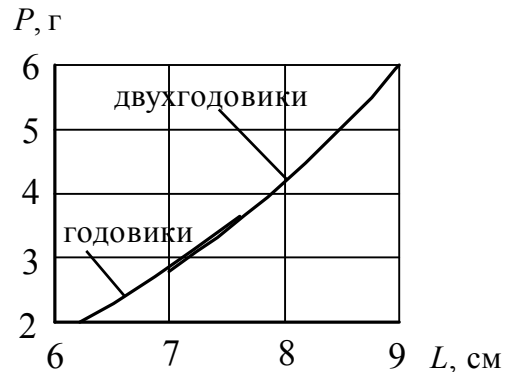


Рисунок 2. Зависимости вес-длина, характерные для марта

Зависимости вес-длина для майских, июльских и августовских уловов имеют такой же характер, как и изображенные на рис. 3, и поэтому в статье не приведены.

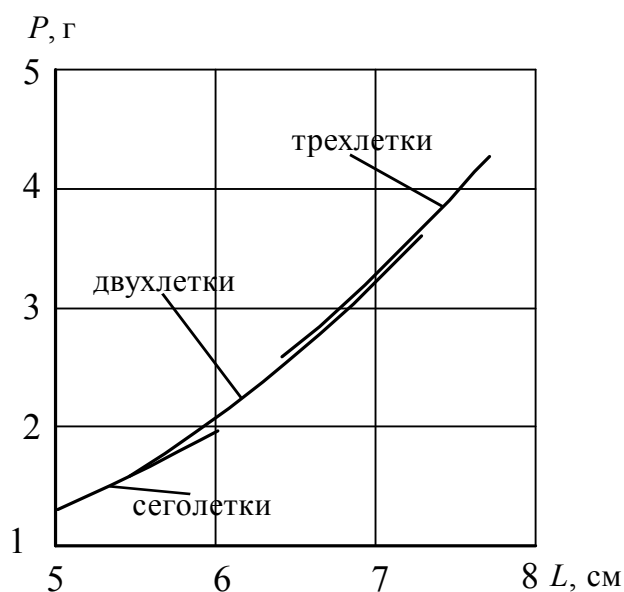


Рисунок 3. Зависимости вес-длина, характерные для июня

репродуктивная система еще находится в состоянии относительного покоя или состоянии наступления очередного полового цикла (II-III стадии по шкале зрелости гонад [2, 6]). В то время как большая часть рыб старших возрастных групп в этом месяце готовится к нерестовому сезону и их стадия зрелости характеризуется как более высокая (III стадия по шкале зрелости гонад). Это объясняет больший угол наклона графика у рыб старшей возрастной группы.

В октябре, ноябре и декабре графики соотношения вес-длина для различных возрастных групп имеют несколько различный вид. Это связано с тем, что в октябре начинается нерестовый сезон, который продолжается в ноябре и декабре.

На рис. 5 изображены зависимости вес-длина для декабрьских уловов.

При построении графиков были использованы следующие среднемесячные значения для коэффициентов: для годовиков – $a_1 = 0,004$; $b_1 = 3,48$; для двухгодовиков – $a_2 = 0,0079$; $b_2 = 3,088$; для трехгодовиков – $a_3 = 0,019$; $b_3 = 2,68$.

На рис. 4 изображены зависимости вес-длина для сентябрьских уловов. При построении графиков были использованы следующие экспериментально полученные среднемесячные значения коэффициентов: для годовиков – $a_1 = 0,0225$; $b_1 = 2,526$; для двухгодовиков – $a_2 = 0,0105$; $b_2 = 2,926$.

Из графиков видно, что линия зависимости вес-длина для рыб старшей возрастной группы имеет больший угол наклона к оси абсцисс. Сентябрь является для черноморского шпрота преднерестовым месяцем. Однако в этом месяце у большей части рыб младшей возрастной группы ре-

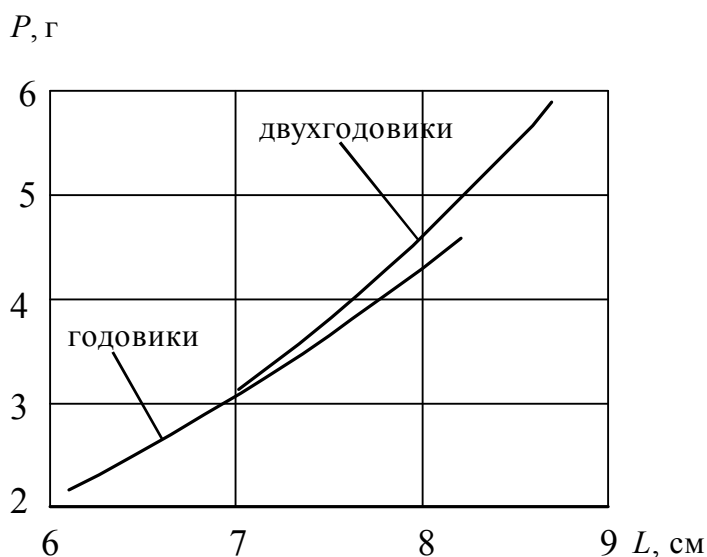


Рисунок 4. Зависимости вес-длина, характерные для сентября

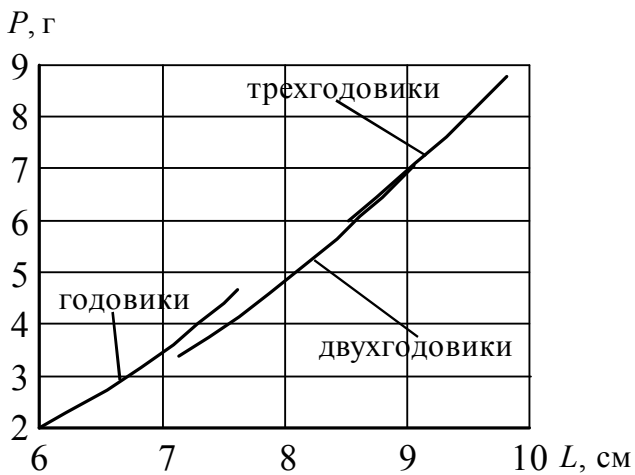


Рисунок 5. Зависимости вес-длина, характерные для декабря

Графики соотношения вес-длина для двухгодовиков и трехгодовиков имеют одинаковый характер и являются продолжением друг друга. Это свидетельствует о биологической однородности возрастных групп, находящихся в состоянии активного нереста.

Что касается годовиков, то график зависимости вес-длина этой возрастной группы идет выше, чем график для двух- и трехгодовиков (если его условно продолжить в область одинаковых длин рыб). Это можно объяснить

тем, что при достаточно продолжительных сроках нереста популяции пики нереста рыб годовалого возраста и более старших возрастных групп несколько смещены относительно друг друга.

Таким образом, изучение аналитических зависимостей вес-длина для различных месяцев года и различных возрастных групп дает возможность получить дополнительную информацию, характеризующую биологические показатели и динамику их изменения в течение года.

Полученные результаты могут быть использованы при проведении научных и рыбохозяйственных исследований, а также при оценке антропогенного воздействия на живые организмы, связанного с экологическими проблемами региона.

Литература

1. **Алеев Ю. Г.** О биологии и хозяйственном значении черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Risso) // Тр. Севастопольской биологической станции, 1958. – Т. X. – С. 90-107.
2. **Анисимова И. М., Лавровский В. В.** Ихтиология: Учеб. Пособие для с-х вузов. – М.: Высшая школа, 1983. – 255 с.
3. **Асланова Н. Е.** Шпрот черного моря // Тр. ВНИРО, 1954. – Т. XXVIII. – С. 75-101.
4. Биоэнергетика и рост рыб / Под ред. Хоара У., Рендолла Д., Бретта Дж. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1979. – 406 с.
5. **Вольскис Р. С., Каминскене Б. А.** Метод исследования плодовитости и ее зависимость от некоторых биологических параметров особей разных популяций вида // Типовые методики исследования продуктивности видов рыб в пределах их ареалов. Часть II. – Вильнюс: Мокслас, 1976. – С. 70-75.
6. **Гиригосов В. Е., Зуев Г. В., Репетин Л. Н.** Изменчивость репродуктивного потенциала черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus*) в связи с температурными условиями среды // Морской экологический журнал. – 2006. – Т. V. – № 4. – С. 5-22.
7. **Ефимов Ю. Н., Домашенко Г. П., Шляхов В. А., Юрьев Г. С.** Оценка величины допустимого улова шпрота в Черном море // Океанол. и рыбохозяйственные исследования Черного моря. – Тр. ВНИРО, 1985. – С. 101-110.

8. Зуев Г. В., Болгачев А. Р., Чесали М. В., Гуцал Д. К., Мельникова Е. Б. Современное состояние «западнокрымской» популяции черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Pisces: Clupeidae) и проблемы ее сохранения // Мор. экол. журн. – 2004. – Т. 3. – № 3. – С. 37-48.
9. Зуев Г. В., Мельникова Е. Б., Пустоварова Н. И. Биологическая дифференциация и структура запаса черноморского шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Pisces: Clupeidae) // Морской экологический журнал. – 2005. – Т. IV. – № 1. – С. 55-65.
10. Минюк Г. С., Шульман Г. Е., Щепкин В. Я., Юнева Т. В. Черноморский шпрот (связь динамики липидов с биологией и промыслом) / Отв. ред. Шульман Г. Е. – Севастополь, 1997. – 137 с.
11. Рикер У. Е. Методы оценки и интерпретации биологических показателей популяций рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1979. – 408 с.
12. Сиротенко М. Д., Сороколит Л. К. Сезонные изменения в питании шпрота *Sprattus sprattus phalericus* (Risso) Черного моря // Вопросы ихтиологии. – 1979. – Т. 19. – Вып. 5 (118). – С. 813-828.
13. Стоянов С. А. Черноморский шпрот // Труды института по зоологии. – 1953. – № 3. – С. 3-108.
14. Чаянова Л. А. Питание черноморского шпрота // Тр. ВНИРО, 1958. – Т. XXXVI. – С. 106-127.

ИНВЕСТИЦИОННАЯ ПРИВЛЕКАТЕЛЬНОСТЬ МАРИКУЛЬТУРЫ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ У БЕРЕГОВ КРЫМА

О. А. Трощенко, А. А. Субботин, С. В. Щуров
ИнБИОМ

Введение

В большинстве стран мира в последнее десятилетие происходит перераспределение объемов добычи морепродуктов от экстенсивного рыболовного промысла к промышленной марикультуре. Мировая продукция аквакультуры в 1970 г. оценивалась в 4 % от всей продукции рыбного хозяйства, а к 2001 г. это отношение возросло до 29 % (FAOSAT, 2004).

В Украине в связи с уменьшением естественных рыбных ресурсов, в последние годы вылавливается рыбы на порядок меньше чем 15 лет назад. Душевое потребление населением Украины морепродуктов составляет не более 20 % от потребности, при том, что до 70 % рынка заполнено импортной продукцией.

Доля Украины в мировом объеме морской аквакультуры по сравнению со странами Европы крайне невелика. Общий объем добычи мидий в Украине по оценкам ФАО в 1997 г. составлял примерно 200 т. По данным Департамента рыбного хозяйства Украины на 2004 г. официально заявлено примерно 50 т добытой мидии.

Еще сравнительно недавно (в 60-70-х гг. XX века) общие запасы мидий в Черном море составляли около 9,6 млн. т, но в последние десятилетия они существенно снизились и в настоящее время не имеют промыслового значения. В 50-60 гг. XX столетия полностью прекратилась добыча черноморских устриц, хотя в начале века только в Крыму добывалось до 5 млн. штук устриц, значительная часть которых экспортировалась в Европу или вывозилась в крупные города России.

Основными причинами создавшегося положения стали:

- исчезновение или частичная деградация естественных популяций устриц и мидий (в настоящее время черноморская устрица отнесена к исчезающим видам и занесена в Красную книгу);
- отсутствие государственного интереса и необходимых инвестиций;
- игнорирование научного подхода к проектированию, строительству и функционированию морских ферм.

Несмотря на сложное современное состояние марикультуры моллюсков в Украине, специалисты считают, что только на взморье Крыма возможно выращивать до 50 тыс. т мидий и устриц. Этому способствуют благоприятные климатические и гидрологические условия Крымского побережья, научный, технологический и экспериментальный опыт в области марикультуры, накопленный в Европе и в Украине. Перспектива выращивания коммерчески выгодных объемов моллюсков вполне реальна.

Для Украины производство объектов марикультуры в промышленных масштабах актуально еще и в связи с тем, что морские моллюски – это не только высококачественная пища, деликатесная продукция, но и сырье для производ-

ства лечебно-профилактических, противоопухолевых и иммунно-моделирующих препаратов.

Развитие марикультуры моллюсков-фильтраторов в Украине решает ряд важных экологических проблем прибрежных акваторий, дает возможность реализации основного принципа морской аквакультуры и устойчивого развития – «воспроизводство качества среды в процессе производства продукции». Социальное значение морского фермерства – создание тысяч рабочих мест, укреплению продовольственной независимости и экологической безопасности Украины.

В 1990-2006 гг. ИнБЮМ НАНУ выполнил значительный объем работ по научным, техническим и технологическим аспектам культивирования мидий и устриц. Основными объектами экспериментальных исследований по искусственному воспроизводству двустворчатых моллюсков являлись мидии (*Mytilus galloprovincialis*) и устрицы: черноморская плоская (*Ostrea edulis*) и тихоокеанская гигантская (*Crassostrea gigas*).

К настоящему времени в ИнБЮМ создан опытный питомник по искусственному разведению и выращиванию молоди устриц и мидий, включающий блок производства кормов из нескольких видов микроводорослей. Отработанная технология и созданная материально-техническая база позволяют получать до нескольких десятков-сотен тысяч личинок устриц в рамках одного цикла нереста.

Помимо технологического цикла получения молоди моллюсков в искусственных условиях, были разработаны и внедрены технические решения по конструкциям мидийно-устричных ферм для прибрежной зоны Крыма, разработаны технологии и получены опытные образцы лечебно-профилактических препаратов из объектов марикультуры. На целый ряд разработок получены патенты.

Объект инвестиции

Технологическая привлекательность. Гидрологические и экологические условия прибрежных вод Южного берега Крыма (ЮБК) позволяют практически все побережье рассматривать как зону, благоприятную для эффективного развития марикультуры. Наиболее перспективными в этом плане являются районы б. Ласпи (от м. Сарыч до м. Айя), Судака (Новый Свет-м. Меганом), Карадага. При соблюдении технологий и правильном выборе мест организации марихозяйств здесь рост мидий с момента оседания до товарных размеров (более 4,5-5,0 см) происходит за 1,2-1,5 года. При этом доля стандартных мидий может достигать 80 %, а выход биомассы в конце цикла культивирования составляет 5-15 кг на 1 погонный метр коллектора.

Предлагаемые ИнБЮМ конструкции фермы, методологии и технологии (в т. ч. и ноу-хау) позволяют с 1 га площади фермы получить до 50 т продукции за цикл, а в зависимости от преимущественного направления сырья в переработку эта цифра может увеличиваться путем изменения удельной рабочей поверхности акватории или удельной поверхности субстрата (площадь субстрата на 1 погонный метр коллектора).

Пищевая ценность моллюсков. Мясо моллюсков является полноценным белковым продуктом. Белки моллюсков наполовину состоят из полного комплекса незаменимых аминокислот в количествах, приближающихся к аминокислотному составу белка куриного яйца, питательная ценность которого принимается за 100 % (табл.1, 2).

Таблица 1. Химический состав и калорийность различных продуктов (в г, ккал./100 г)

Наименование	Вода	Белки	Жиры	Углеводы	Калорийность
Мидия	76,0-86,1	12,2-12,4	1,7-2,6	2,0-4,9	349
Устрица	77,4-90,2	5,6-10,0	0,7-2,4	2,3-6,5	226-385
Говядина	72,0	16,0-21,0	4,3-5,5	0,5	105-141
Яйцо куриное	–	10,7-12,7	10,1-11,5	0,5	140
Шампиньоны тепличные	80,7	12,9	3,5	3,5	95
Шампиньоны полевые	89,7	4,88	0,2	1,11	28
Белый гриб	87,1	5,39-5,50	0,4-0,5	2,72-3,10	34-40

Таблица 2. Содержание аминокислот в различных продуктах (мг/100 г белка)

Наименование	Мидия	Устрица	Яйцо куриное	Говядина	Шампиньон	Вешенка
Валин	630	400	740-772	570-1035	728-1250	540-1080
Изолейцин	1080	400	597-660	520-782	400-520	430-660
Лейцин	1080	950	980-1081	820-1478	500-890	540-1220
Лизин	1030	850	680-903	820-1589	1987-2500	970-1290
Метионин	310	420	310-424	240-445	210-220	430-460
Треонин	500	580	500-610	420-802	510-770	540-850
Триптофан	320	150	160-204	120-210	230	210
Фенилаланин	460	560	560-652	400-795	550-700	540-720
Аргинин	940	670	660	660	–	–

Пищевая ценность белка моллюсков заключается в их хорошей усвояемости. По данным Института питания АМН РФ она составляет для вареного мяса мидий 85 %. Высокая усвояемость белков обусловлена хорошей растворимостью их в воде (до 30 %), а также значительным (до 30 %) содержанием в мясе экстрактивных веществ, в том числе свободных аминокислот, придающих мясу своеобразный вкус и аромат и возбуждающих аппетит.

Жиры в мясе моллюсков немного – до 3 %, но он имеет большую биологическую ценность, так как на 30-40 % состоит из незаменимых для организма полиненасыщенных жирных кислот – линолевой и арахидоновой. Такое их количество редко встречается в жирах животного происхождения.

В мясе моллюсков имеется также легко усвояемый и наиболее полезный для организма животных крахмал – гликоген, по содержанию которого мясо мидий и устриц превосходит все остальные белковые продукты животного происхождения, даже творог.

Мясо моллюсков богато макро- и микроэлементами (табл. 3). Их в несколько раз больше, чем в мясе животных. Особенно высоко содержание фосфора, калия, кальция, железа, меди, йода, цинка и марганца. Кроме того, имеются и редко встречающиеся элементы: серебро, титан, ванадий, никель, молибден, столь необходимые для жизнедеятельности человека. Ценность и усвояемость макро- и микроэлементов обусловлены тем, что они в большинстве случаев связаны с органическими веществами.

Витаминный состав мяса моллюсков разнообразен. В нем содержатся как жирорастворимые витамины А и D, так и водорастворимые витамины группы В

Таблица 3. Содержание макро- и микроэлементов в различных продуктах

Наименование	Мидия	Устрица	Яйцо куриное	Говядина	Шампиньон	Вешенка
Макроэлементы (мг/100г)						
Калий	-	70-240	140	355	2850-4762	2100-3793
Фосфор	150	100-420	192	188	790-1420	495-1800
Натрий	-	250-370	134	73	106-156	30-837
Кальций	45	60-350	55	10	23-70	32-80
Магний	-	24-90	12	22	15-46	136-590
Сера	-	210-370	176	230	2-3	8
Микроэлементы (мкг/100г)						
Железо	1500-2200	280-880	2500	2900	2730	5-33
Цинк	150-450	250-3450	1100	3240	280	2-6
Марганец	150	20-1230	29	35	1-2	1-5

(V_1 , V_2 , V_6 , V_{12}), РР и другие. Наибольшее значение имеет провитамин D_3 , нечасто встречающийся в другом сырье, который при облучении ультрафиолетовым светом переходит в витамин D_3 .

Содержание в мясе моллюсков всех незаменимых веществ определяет его высокую питательную и биологическую ценность, а также некоторые лечебные свойства. Институтом питания АМН РФ установлено, что мясо моллюсков положительно влияет на липидный обмен, проницаемость капилляров, увеличивает выделение холестерина из организма. Все это позволило рекомендовать его в качестве диетического продукта для профилактики и лечения лиц, больных атеросклерозом, для профилактики ожирения, а также для лиц пожилого возраста. Концентрированные бульоны из мидий обладают высокими пищевыми и лечебными свойствами.

В настоящее время применяются такие технологические режимы обработки морских моллюсков, которые дают возможность максимально сохранить их пищевую ценность.

Виды продукции. Мидийная ферма ориентирована на следующие виды продукции:

- живые мидии для употребления в свежем (сыром) виде: элитные, стерильные и высококачественные, размер 6-7 см, возраст 1,5-2,0 года;
- мидии сырые для кулинарного использования, отдельно бульон от варки мидий, размер 4-5 см, возраст 1,0-1,5 года;
- мясо варено-мороженое, размер 4,5-5,0 см, возраст 1,2-1,5 года, створки и некондиционные мидии – для производства кормовых добавок;
- мясо варено-мороженое и бульон для переработки в деликатесную продукцию (паштет, чипсы), размер 3-4 см, возраст 0,5-1,0 год, створки и некондиционные мидии – для производства кормовых добавок;
- молодь (спат) мидий для продажи на другие фермы, размер 1-2 см, возраст 3-6 месяцев.

В последние годы все более стала развиваться глубокая переработка продукции на базе специализированных цехов. Такой цех обеспечивает круглогодичную переработку продукции, принимает сырье из нескольких сырьевых пунктов и может иметь шесть-семь участков, на которых производят: из створок и некондиционных мидий – кормовые добавки, белково-углеводные концентраты

(БУК-М, Биполан, МидиКон) препараты мидийного кальция (кальцимид, морской кальций, мидиелит) с витаминами С, D₂ и D₃; из мяса – кулинарию, паштеты и пресервы; из бульона – икру зернистую (черную или красную), крем-соус (майонез), крекер (чипсы сушеные или жареные). Такой цех обеспечивает 100 %-ную переработку продукции и получение максимальной прибыли при сравнительно небольших затратах на его организацию. В Украине имеется несколько фирм, занимающихся глубокой переработкой моллюсков. Однако у них есть существенный недостаток – отсутствие собственной сырьевой базы и, как следствие, работа с «дикой», нерегулярно поставляемой мидией и недозагруженность производственных мощностей. Экономическую целесообразность глубокой переработки моллюсков можно продемонстрировать на примере белково-углеводных концентратов. По известным технологиям на производство 1 л концентрата уходит от 15 до 30 кг мидий в створках (некондиционных), что при пересчете на мидию-сырец составляет 15-30 грн. Препараты БУК-М, Биполан и МидиКон поступают в продажу по цене 200-250 грн. за 1 литр, т. е. на порядок дороже. Аналогичная ситуация имеет место и с переработкой створок в препараты мидийного кальция.

Устрицы, подращиваемые на ферме до товарных размеров, поставляются потребителю в живом виде в специальной таре, пересыпанные льдом или проложенные периодически смачиваемыми морскими водорослями. Предельно допустимый срок хранения устриц при температуре от 2 до 8 °С – шесть суток.

Анализ рынка. Начиная с 2000 г. по данным Департамента рыбного хозяйства Украины происходит постоянное уменьшение объемов добычи мидий. На 2004 г. официально заявлено о примерно 50 т добытой мидии. И это несмотря на ввод в эксплуатацию нескольких мидийных хозяйств различной мощности на побережье Крыма. В северо-западной части моря коммерческая марикультура фактически потеряла свое значение. Одновременно, хищническая добыча мидий из естественных популяций подорвала их репродукционный потенциал. Таким образом, рынок мидий в Украине является ненасыщенным. Компенсирование данной ситуации за счет импорта не привело к увеличению количества реальных покупателей, прежде всего за счет высокой стоимости продукции.

Предварительный анализ рынка, включающий опросы потенциальных потребителей, прямую почтовую рассылку анкет с вопросами и предложениями, исследования и анализа продаж морепродуктов позволяет остановить свой выбор на оптовых продажах в следующих сегментах рынка потребления свежих мидий:

- дорогие рестораны, супермаркеты, магазины морепродуктов;
- небольшие рестораны и кафе;
- перерабатывающие предприятия;
- оптовые покупатели, в т. ч. зарубежные.

Детальный анализ перечисленных сегментов рынка позволит реально оценить прибыльность каждого из них и сосредоточить свои усилия на преимущественное их развитие. При этом решается один из основных вопросов рентабельности мидийных хозяйств – глубины переработки полученного сырья.

Сегмент 1. Дорогие рестораны и супермаркеты

Особо крупная мидия, составляющая в урожае 1-го цикла до 20 %, поставляется в дорогие рестораны и супермаркеты.

В этом сегменте рынка предметом наиболее жесткой конкуренции являются регулярность поставки и качество продукта, что может быть гарантировано близостью производителя от покупателя. Кроме этого, позитивный эффект достигается с помощью более низких цен. Большую помощь в конкурентной борьбе может оказать то, что продукт имеет отечественное происхождение.

Население Украины предпочитает покупать в последнее время отечественную пищевую продукцию, и эти предпочтения имеют серьезную поддержку со стороны государства, средств массовой информации, культурных традиций. Покупатели в лице директоров ресторанов и супермаркетов прислушиваются, в свою очередь, к мнению своих клиентов и поворачиваются лицом к отечественному товаропроизводителю. Именно поэтому есть уверенность, что в сегменте поставок живых мидий в супермаркеты и крупные рестораны удастся получить хорошие результаты. Опыт таких поставок уже имеется.

Сегмент 2. Небольшие рестораны и кафе

Нелегальные ныряльщики поставляют в небольшие рестораны и кафе основную долю мидий. При этом не гарантируется регулярность поставок и качество продукта, поскольку никто из них не имеет возможности сертификации. Плановый съем продукции с фермы позволяет заключать долгосрочные договоры с владельцами предприятий питания с гарантиями выполнения обязательств по количеству и качеству моллюсков.

В этом сегменте рынка предметом наиболее жесткой конкуренции является цена. Поскольку плановое мидийное хозяйство позволяет минимизировать и регулировать затраты на обслуживание фермы, варьировать ими в процессе круглогодичного выращивания и сбора продукции, цена на последнюю может быть существенно ниже предлагаемой нелегальными ныряльщиками.

В рыночном сегменте по поставкам свежих мидий в небольшие рестораны и кафе логично предположить, что доля крупных фирм на этом рынке будет увеличиваться с ростом объема производства и с расширением ассортимента.

Сегмент 3. Перерабатывающие предприятия

В этом сегменте рынка в Украине нет предприятия, занимающего монопольное положение. Действовавшие ранее предприятия утратили свое положение, прежде всего в результате отсутствия регулярно поставляемого отечественного сырья. Например Керченское мидийное хозяйство, основную часть продукции которого составляла переработка мяса мидий в консервы, пресервы, варено-мороженные полуфабрикаты, белково-углеводные концентраты, фактически прекратило свою деятельность. Остальные перерабатывающие предприятия Крыма также находятся в состоянии стагнации.

Конкуренции в данном сегменте рынка пока не наблюдается, так как имеющиеся (даже законсервированные) мощности перерабатывающих предприятий во много раз превосходят наличествующие объемы сырья в виде свежих мидий. Из-за нехватки сырья простаивает современная импортная линия нидерландской фирмы «FRANKEN» в Керченском мидийном хозяйстве. Перерабатывающая мощность этой линии составляет 40 т мидий в сутки, т. е. годовую добычу мидий в Украине линия обработает за неделю.

Предварительные расчеты показывают, что увеличение глубины переработки мидий, включая мясо, створки, межстворчатую жидкость способно повысить

прибыль предприятия в 1,5-2,0 раза. Однако стоимость услуг фирм-переработчиков может снивелировать эту прибыль. Поэтому требуется организация научно-производственных комплексов, включающих фермы по выращиванию моллюсков и технологические линии по их полной переработке. При этом возможны варианты объединения усилий различных фирм и институтов, приобретение технологий по переработке, разработка и внедрение собственных «ноу-хау».

Сегмент 4. Оптовые покупатели, в т. ч. зарубежные

В Украине в настоящее время работают несколько крупных оптовых фирм по реализации морепродуктов, в том числе и объектов марикультуры. Для минимизации расходов и расширения рынка потребителей они заинтересованы в получении больших объемов качественного отечественного продукта.

С другой стороны наблюдается заинтересованность крупных европейских продовольственных компаний по оптовым закупкам черноморских мидий, как обладающих лучшими вкусовыми качествами по сравнению с атлантическими и средиземноморскими мидиями. Поскольку их рынок значительно объемнее украинского, то можно рассчитывать на большие экспортные поставки.

Экономические расчеты на примере модульной фермы. В настоящее время не представляется возможным сделать реальную оценку стоимости фермы без уточнения ее местоположения, мощности, наличия береговой базы и плавсредств. Кроме этого, на Украине не производится специализированное оборудование и комплектующие для морских ферм. Импорт из-за границы дорог, изготовление оригинальных материалов, комплектующих и оборудования также недешево, поэтому при сооружении ферм приходится опираться на эмпирический опыт. Опыт, имеющийся в ИнБЮМ НАНУ, позволяет оценить вложения в строительство 50-тонной фермы рабочей площадью в 1 га примерно в 30-50 тыс. \$. Из них примерно 50 % – это вложения в основные фонды (материалы и оборудование долговременного назначения), окупаемость которых реальна по окончании первого цикла выращивания моллюсков, т. е. 1,5-1,8 года.

Основываясь на опыте строительства и эксплуатации фермы мощностью 50 т, мы рассматриваем ее как элемент-модуль фермы большей мощности и площади. Наши расчеты показывают, что при увеличении мощности фермы в 2 раза прямые затраты на материалы, оборудование, монтаж и обслуживание фермы возрастают примерно в 1,5-1,7 раза. (табл. 4).

Ориентировочная оценка стоимости возможной продукции фермы на 100-150 т (1) и на 200-300 т (2) за цикл. Рабочая площадь фермы 4 га.

Из приведенных предварительных расчетов следует несколько важных выводов:

1. Отведенную акваторию следует использовать с целью получения максимально возможного объема продукции (с учетом уровня трофности района).
2. Глубина переработки дает оправданное увеличение экономического эффекта.
3. При одинаковом объеме продукции научное регулирование процесса сбора моллюсков может увеличить выработку вдвое.
4. Большая часть основных средств реально окупается уже после первого цикла выращивания моллюсков.

Таблица 4. Ориентировочная оценка стоимости возможной продукции фермы на 100-150 т (1) и на 200-300 т (2) за цикл. Рабочая площадь фермы 4 га

Позиция	1	2
Общая длина хребтин-носителей	1200 м	2400 м
Общее количество коллекторов	2400 шт.	4800 шт.
Общая длина коллекторов по 8 м	19200 м	38400 м
Предполагаемый выход продукции при		
– 5 кг/м	96000 кг	192000 кг
– 8 кг/м	153000 кг	307200 кг
* Стоимость сырых мидий в створках		
– 5 кг/м, 1 грн./кг	96000 грн.	192000 грн.
– 8 кг/м, 1 грн./кг	153000 грн.	307200 грн.
** Стоимость варено-мороженого мяса при выходе 10 и 20 % от сырого веса		
– 5 кг/м, 10 %, 20 грн./кг	192000 грн.	384000 грн.
– 5 кг/м, 20 %, 20 грн./кг	384000 грн.	768000 грн.
– 8 кг/м, 10 %, 20 грн./кг	306000 грн.	614400 грн.
– 8 кг/м, 20 %, 20 грн./кг	612000 грн.	1228800 грн.
** Стоимость при переработке в белково-углеводный концентрат (типа БУК-М) при максимальном расходе 30 кг на 1 л		
– 5 кг/м, 200 грн./л	640000 грн.	1280000 грн.
– 8 кг/м, 200 грн./л	1020000 грн.	2048000 грн.
* При стремлении местных цен за сырую мидию к европейским (~ до 1 US\$ за кг) выручка возрастает, соответственно, при 5 кг/м до 480000-960000 грн., а при 8 кг/м до 768000-1536000 грн.		
** Здесь следует учитывать стоимость технологий по переработке, затраты на предпродажную подготовку и сбыт продукции.		

Кроме этого, данные расчеты не учитывают эффект «наполнения» фермы устрицами. Имея примерно тот же, что и у мидий, жизненный цикл (товарного размера 60 мм и более устрицы достигают на 3-м году жизни) и высокую плодовитость (до 1 млн. личинок от нерестящейся устрицы), они способны при соответствующих затратах на лабораторию-устричник привести к резкому увеличению эффективности фермы. Все необходимые технологии в ИнБЮМ НАНУ отработаны, и пробные партии уже высажены в море.

В целом наши расчеты показывают, что полная окупаемость мидийно-устричной фермы (в зависимости от площади фермы, ее расположения, наличия береговой базы) достигается за 2-3 цикла, т. е. за 3-5 лет.

**ОБЩИЕ ЧЕРТЫ И РЕГИОНАЛЬНЫЕ ОТЛИЧИЯ
ОКЕАНОГРАФИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ДЛЯ РАЗВИТИЯ
МАРИКУЛЬТУРЫ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ
В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ КРЫМА**

А. А. Субботин, О. А. Трошенко, С. В. Щуров
ИнБЮМ

Введение

При организации марикультуры следует в первую очередь учитывать конкретные условия данного водоема и особенности существования в нем культивируемого объекта. Комплексные исследования взаимоотношений организмов со средой как в естественных условиях, так и в условиях, искусственно создаваемых целенаправленной деятельностью человека, являются тем фундаментом, на котором основана рациональная и эффективная марикультура.

Районы размещения мидийных ферм должны удовлетворять ряду физико-географических, морфологических и гидрофизических условий среды, к важнейшим из которых относятся особенности очертания береговой линии, рельеф дна, волнение, течения, режим термохалинных характеристик.

Абиотические факторы влияют на распространение и жизненный цикл моллюсков. Вызывая изменения в плодовитости и смертности, они определяют динамику численности моллюсков на всем этапе их развития. Периодически изменяющиеся факторы, связанные со сменой времени года и времени суток, обуславливают формирование у организмов биологических циклов – сезонных и суточных. Случайно изменяющиеся факторы влияют на смертность организмов и их численность. Моллюски различаются по стойкости к тем или иным внешним воздействиям, имеют различную экологическую валентность. Стенобионтные виды живут в более постоянных условиях среды; эврибионтные виды способны заселять разнообразные места обитания с изменчивыми внешними условиями. Экологические факторы вызывают появление у живых организмов либо быстро протекающих реакций, главным образом, поведенческих, либо обратимых процессов приспособления (акклиматизации), требующих большого промежутка времени, либо наследственных различий в устойчивости к ним.

Любая хозяйственная деятельность человека на побережье и в море (тем более в прибрежной, мелководной части) должна учитывать параметры ветрового волнения. Характерной чертой ветрового волнения является значительная пространственно-временная изменчивость и неоднородность этого явления даже при фиксированном ветре.

По расчетам максимальные волны в Черном море могут превышать 12 м. Однако на практике реально отмечались волны высотой около 7 м. Такие наблюдения единичны, бывают раз в несколько лет. Как правило, даже при очень сильных штормах высота волн не превышает 5-6 м при длине волны 70-80 м. Ударная сила таких волн очень велика и может достигать 6 т/м².

Режим волнения изменяется по сезонам. В целом максимальное волнение наблюдается осенью и зимой, минимальное – в мае-июне. Также отмечают и

внутрисуточные изменения. В большинстве случаев волнение во второй половине дня больше, чем в утренние часы. Особенно хорошо это видно летом, когда бризовая циркуляция атмосферы выражена ярче.

Фермы желательно размещать на прибрежных участках, более или менее изолированных от влияния волн, приходящих из открытой части моря. Это обеспечивает меньшую нагрузку на несущие конструкции ферм, уменьшает расходы на ремонт и удешевляет их эксплуатацию. Таковыми участками могут быть заливы, лагуны, частично изолированные бухты, а также участки открытого побережья, искусственно огражденные молами, эстакадами, волноломами.

Наряду с этим, степень изолированности предполагаемых участков размещения ферм должна быть такой, чтобы акватории марихозяйств достаточно хорошо вентилировались. Динамическая активность морской среды, обусловленная циркуляцией вод, турбулентным и конвективным перемешиванием существенно влияет на распространение двустворчатых моллюсков и на их жизненный цикл. С одной стороны, течения являются «транспортёром» личинок мидий с момента нереста до стадии оседания (3-4 недели), с другой – обеспечивают аэрацию вод, приток биогенов и кормового фитопланктона, вынос продуктов жизнедеятельности. Турбулентное и конвективное перемешивание, помимо аэрации среды, прежде всего, в верхнем деятельном слое приводит к выравниванию абиотических и биотических характеристик, способствуя появлению и поддержанию устойчивых во времени и пространстве объемов со стабильными термохалинными характеристиками, содержанием питательных веществ, определенных видов микро- и мезопланктонных организмов.

Обязательным должно быть знание о режиме основных гидрофизических параметров среды обитания моллюсков – температуре и солености. Температура воды оказывает существенное влияние как на распространение, так и на размножение моллюсков, определяя их половые ритмы, скорость развития и роста. В значительной степени температура влияет на обмен веществ моллюсков, интенсивность питания, типы обмена веществ. В частности, если при высоких температурах преобладают углеводный и белковый типы обмена, то при низких происходит усиление жирового обмена. Дыхательная активность моллюсков также зависит от температуры: с понижением или аномально высоким повышением температуры активность животных падает вплоть до летального исхода. Темпы роста моллюсков в течение года и по сезонам неодинаковы. Максимальный прирост наблюдается в летне-осенний период с наиболее благоприятными температурными условиями для их жизнедеятельности, минимальный – в зимние месяцы [1].

Соленость является другим важным фактором, определяющим жизнедеятельность двустворчатых моллюсков. Солевой состав вод влияет на интенсивность энергетического обмена у животных, на их рост и выживаемость. Отклонения солености от нормы приводят к нарушению осмотического равновесия с внешней средой, к угнетению дыхания [1]. Толерантность к понижению солености может различаться на разных стадиях жизненного цикла. Ранние стадии развития (икра и личинки) более чувствительны к понижению солености, чем взрослые особи.

Основные черты гидроструктуры и динамики вод на шельфе Крыма

Прибрежная зона Крымского полуострова, и прежде всего ЮБК, отличается от глубоководных акваторий спецификой проявления многих гидрофизических процессов. Так, в целом прибрежная зона отличается ускоренным ходом термических процессов и более интенсивным перемешиванием вод, чем открытое море. Вследствие этого разность температур поверхностного и придонного слоев в теплый период года может достигать 10-15 °С, а сезонный термоклин здесь выражен резко. Осенне-зимнее выхолаживание прибрежных вод также происходит интенсивнее и на некоторых участках шельфа приводит к явлению зимней конвекции и, как следствие, к термической гомогенности от поверхности до дна.

Соленость прибрежных вод также отличается от солености открытых вод. Большую часть прибрежных районов Крыма занимает шельфовая поверхностная водная масса (ШПВМ), образующаяся за счет смешения распресненных прибрежных и собственно черноморских поверхностных вод в шельфовой зоне моря. Как правило, она выделяется по значениям солености менее 17,5 ‰. На мористой границе эта водная масса ограничена струей Основного черноморского течения (ОЧТ), которая идентифицируется поверхностной соленостью более 18,0 ‰. Нижняя граница ШПВМ выражена неявно и условно определяется положением верхней границы холодного промежуточного слоя, где значения солености могут колебаться от 18,0 до 18,6 ‰.

Именно ОЧТ в значительной степени определяет и динамику прибрежных вод. Общая схема прибрежной циркуляции обычно представляется как меандрирующая вдоль свала глубин струя ОЧТ, мезомасштабные антициклонические прибрежные круговороты, связанные с орографией прибрежной зоны и системой разномасштабных турбулентных вихрей, расположенных между зоной основного потока и береговой линией [4]. Исследования прибрежной циркуляции с помощью космических методов выявили новые виды вихревых образований, формирующих систему нестационарных течений в зоне «берег-ОЧТ»: грибовидные течения («вихревые диполи») и «бегущие» антициклонические вихри, связанные с неустойчивостью ОЧТ и имеющие поперечные масштабы в пределах радиуса деформации Россби. Данная схема нарушается морфометрическими особенностями отдельных районов шельфа. Вдающиеся в море мысы, бухты, заливы, рельеф дна способны формировать местную (в ряде случаев квазистационарную) систему прибрежной циркуляции.

Прибрежная зона Крыма, как вероятно никакой другой прибрежный район Черного моря, подвержена влиянию прибрежных апвеллингов. Структура и динамика прибрежных апвеллингов детально описана в работах [2, 3]. Однако каждый район имеет свои географические и морфометрические особенности, которые приводят к индивидуализации явления.

Анализ многолетних данных по пространственно-временной изменчивости гидрофизических характеристик позволил выявить основные особенности гидроструктуры и динамики вод шельфовой зоны ЮБК и Юго-Западного Крыма:

1. Основным элементом крупномасштабной циркуляции вод Черного моря, оказывающей определяющее влияние на формирование гидрологической структуры вод данного района, является струя ОЧТ, меандрирующая с разной степенью интенсивности вдоль свала глубин.

2. В условиях типичной циркуляции вод в летний период верхний 15-20-метровый слой занимают воды ШПВМ с параметрами: $T = 20,0-25,0$ °С; $S = 17,5-18,0$ ‰.

3. Минимальная температура воды на шельфе района наблюдается в феврал-марте и составляет 6,0-8,0 °С. В бухтах и на мелководье в отдельные годы температура может снижаться до 2,0-5,0 °С. Соленость поверхностных вод обычно выше 18,0 ‰.

4. Мезомасштабная изменчивость термохалинного фона в теплый период года определяется частыми и продолжительными сгонами с выходом в поверхностный слой моря более холодных (до 8,0-10,0 °С) и соленых (до 18,2 ‰) вод.

Как показал опыт прибрежной марикультуры в Черном море [1], оптимальными условиями для выращивания мидий являются: диапазон изменчивости температуры от 12 до 20 °С, соленость 16,0-18,0 ‰, хорошая аэрация водных масс с содержанием растворенного кислорода не ниже 80 % насыщения, стабильные концентрации биогенных веществ, отсутствие факторов, способствующих долговременному взмучиванию воды.

Пространственно-временная структура гидрофизических процессов, определяющих развитие прибрежной марикультуры

Для оценки вклада океанологических процессов, определяющих развитие прибрежной марикультуры требуется понимание их положения в иерархии пространственно-временных масштабов, роли каждого в переносе и перемешивании водных масс, поступлении биогенных элементов, развитии фитопланктона и т. д.

Как отмечалось в [4], гидродинамические процессы различных пространственно-временных масштабов имеют выраженный региональный характер. Анализ основных факторов, определяющих и формирующих термохалинную структуру, динамику и условия перемешивания шельфовых вод Южного и Юго-Западного Крыма, позволяет свести их к следующей схеме: весенне-летний прогрев верхнего слоя моря и осенне-зимняя конвекция, барический ветер над акваторией моря и местные ветровые условия, положение и динамическая активность ОЧТ. Ряд других факторов, в частности, сток рек, поступления средиземноморских вод и др., не являются в данном районе значимыми. Все три основных фактора достаточно тесно связаны между собой, определяя процессы и явления в конкретных районах шельфа, в акваториях размещения морских хозяйств.

В таблице представлен перечень основных процессов и явлений, постоянно или периодически наблюдающихся в прибрежной зоне моря. Как видно, они имеют различные пространственно-временные масштабы и причины генерации. За редким исключением (например ветровые волны) все они являются следствием воздействия на морскую среду целого ряда физико-географических факторов различной природы.

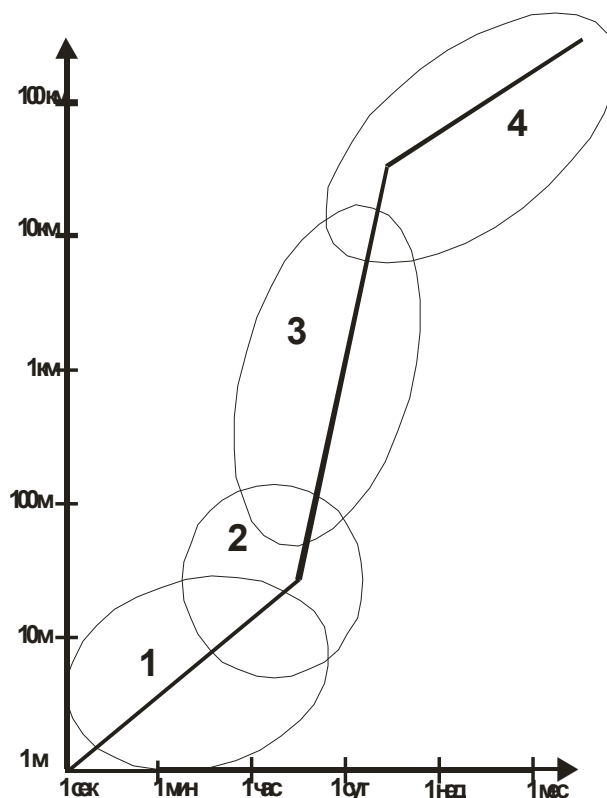
На рисунке представлена иерархия выделенных для районов ЮБК и Юго-Западного Крыма процессов и явлений, которые различным образом влияют на функционирование прибрежных марихозяйств.

Отправными точками для составления данной иерархии были выбраны следующие положения:

1. В прибрежной зоне ЮБК и Юго-Западного Крыма термохалинные условия практически полностью соответствуют оптимальным условиям для размножения и развития двустворчатых моллюсков.

Перечень основных процессов и явлений, постоянно или периодически наблюдающихся в прибрежной зоне моря

№ п/п	Вид процесса	Масштабы	
		временные	линейные
1	ОЧТ	> месяца	> 100 км
2	Орографические антициклонические вихри	недели-месяцы	десятки км
3	Мезомасштабные антициклонические вихри «бегущие» (АЦВ)	сутки-недели	десятки км
4	Экмановские апвеллинги	сутки-недели	десятки км
5	Грибовидные течения	часы-сутки	десятки км
6	Мезомасштабный апвеллинг («бегущий»)	часы-сутки	десятки км
7	Сдвиговые вихри	часы-сутки	сотни м-км
8	Сгонный прибрежный апвеллинг	часы	км
9	Циркуляция Ленгмюра	минуты-часы	десятки-сотни м
10	Короткопериодные внутренние волны	минуты-часы	м-десятки м
11	Турбулентная диффузия	минуты-часы	м
12	Ветровые волны	секунды-минуты	м



Пространственно-временная структура гидрофизических процессов, определяющих мелиорацию прибрежных вод Крыма:

1. Короткопериодные ветровые и внутренние волны, турбулентная диффузия, циркуляции Ленгмюра; **2.** Сдвиговые турбулентные вихри; **3.** Сгонный (бризовый) апвеллинг, мезомасштабный (бегущий) апвеллинг, грибовидные течения; **4.** Экмановский апвеллинг, орографические вихри, меандры ОЧТ

2. В ряде районов ЮБК и Юго-Западного Крыма сохранились маточные «стада» скальных и иловых мидий, способных обеспечить достаточный уровень оседания личинок на искусственные субстраты по всей прибрежной зоне.

3. Кислородный режим и кормовая база в большинстве районов позволяют рассчитывать возможный диапазон объемов выращиваемых моллюсков на акваториях заданной площади.

4. Рельеф дна, ширина оптимальной зоны для размещения прибрежных марихозяйств с глубинами от 10 до 30 м, ориентация и изрезанность береговой линии могут быть учтены для уменьшения вероятности разрушения марихозяйств штормовыми волнами.

Учитывая пространственные масштабы предполагаемых к размещению в прибрежной зоне ЮБК и Юго-Западного Крыма марихозяйств – от 1 до нескольких га, можно оценить вид и степень влияния различных процессов из представленной иерархии на функциональное состояние ферм в течение всего цикла развития моллюсков. В нижней части иерархии расположены процессы, имеющие пространственные масштабы от 1 до нескольких десятков метров, и временные – от секунд до нескольких часов. Как правило, эти процессы наблюдаются в течение всего года, а их структура близка к трехмерной. Действуя достаточно регулярно в течение длительного времени и до глубин максимального положения коллекторов-носителей, они способствуют активному перемешиванию верхних слоев воды (в летнее время – до сезонного термоклина, в зимнее – глубже). Тем самым, в периоды нереста моллюсков, оседания личинок и их активного роста вся задействованная толща вод имеет однородную термическую структуру, насыщается кислородом и равномерно распределенными питательными веществами (как и кормовым фитопланктоном). Кроме этого, в период нереста те же процессы способствуют равномерному оседанию личинок моллюсков на субстраты.

Следующая группа процессов имеет пространственные масштабы от нескольких сотен метров до десятков километров и временные – от нескольких часов до нескольких суток. В масштабах фермы они выступают в роли элементов адвекции, обновляя водные массы и привнося из других районов и из глубинных слоев дополнительные питательные вещества, меро- и фитопланктон. Одновременно они выносят продукты жизнедеятельности культивируемых моллюсков и расширяют ареал распространения личинок отнерестившихся мидий.

Третья группа процессов определяет долговременные изменения в структуре и динамике вод прибрежных районов, определяя более значительные флуктуации состояния среды (понижение температуры воды в прибрежной зоне в результате длительного и мощного апвеллинга, повышение солености за счет внедрения вод открытого моря, длительные выбросы загрязняющих веществ от стационарных и временных источников загрязнения).

Анализ всего спектра выделенных процессов позволяет сделать вывод, что зоны ЮБК и Юго-Западного Крыма являются чрезвычайно динамичными районами, перспективными для развития марикультуры. Лишь полузамкнутые бухты и заливы (типа Севастопольских бухт, Балаклавской бухты, Ялтинского залива) и узкие участки пляжей на различное время могут стать зонами экологического риска. Однако и в этом случае размещение марихозяйств имеет право на существование, поскольку чисто коммерческая выгода подкрепляется санитарно-экологическим эффектом, общей мелиорацией акваторий, повышением биоразнообразия.

Литература

1. Биология культивируемых мидий / Иванов В. Н., Холодов В. И., Сеничева М. И. и др. – Киев: Наукова думка, 1989. – 100 с.
2. **Блатов А. С., Иванов В. А.** Гидрология и гидродинамика шельфовой зоны Черного моря. – Киев: Наукова думка, 1992. – 242 с.
3. **Богданова А. К.** Сгонно-нагонная циркуляция и термический режим Черного моря // Тр. Севаст. биол. стан., 1959. – Т. XI. – С. 262-284.
4. Изменчивость гидрофизических полей Черного моря / Блатов А. С., Булгаков Н. П., Иванов В. А. и др. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 240 с.

**ТРАНСФОРМАЦИЯ БИОЦЕНОЗОВ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА
ПОСЛЕ ВСЕЛЕНИЯ ХИЩНОГО МОЛЛЮСКА *RAPANA THOMASIANA*
И ДВУСТВОРЧАТЫХ *MYA ARENARIA* И *CUNEARCA CORNEA***

Д. А. Иванов, И. А. Синегуб
Одесский филиал ИнБЮМ

В последнее время экосистема Мирового океана претерпевает существенные изменения, обусловленные, главным образом, последствиями хозяйственной деятельности человека. Особенно она проявляется в морях с ограниченным водообменом с океаном, в таких как Азовское и Черное моря и соединяющем их Керченском проливе. Одним из путей антропогенного влияния является неконтролируемый завоз новых видов. Этот процесс активизировался в связи с интенсификацией судоходства, прежде всего с увеличением количества судов и особенно их скорости, что не позволяет животным завершить личиночный период в балластной воде, где велика вероятность их гибели до откачки воды уже в новом ареале.

Появление в составе фауны новых видов приводит к изменению структуры биоценозов и роли отдельных ее компонентов [7]. В связи с этим случайное вселение новых видов – один из наиболее существенных факторов антропогенного воздействия на экосистему. Поэтому имеет большое значение регулярное наблюдение за развитием вселенцев в новых ареалах и изучение влияния их на донные биоценозы, а для этого необходимы, в первую очередь, количественные данные о состоянии фауны до появления вселенцев.

В разное время в Керченский пролив вселились брюхоногий моллюск *Rapana thomasiana* Crosse, 1861 и двустворчатые *Cunearca cornea* Reeve, 1787 и *Mya arenaria* Linne, 1758 [11].

Точное время появления вселенца в новом ареале определить сложно в связи с тем, что его акклиматизация здесь в первое время проходит незаметно. Л. А. Зенкевич [2] называет первую фазу внедрения инкубационным периодом, после которой наступает фаза бурного развития, к началу которой относится большинство находок нового вселенца. Если время первого обнаружения фиксируется четко, то о времени вселения можно судить лишь с определенной долей достоверности либо по размерному составу популяции, либо по возрасту, что в свою очередь затруднительно из-за определения собственно возраста моллюска и отсутствия уверенности о принадлежности выловленного моллюска к первой генерации.

Рапану в Керченском проливе впервые обнаружили в 1958 г. [4], когда на 15 станциях было выловлено из 39 проб всего 3 моллюска. Судя по тому, что при обследовании донной фауны пролива в 1955 г. [9] рапан не было обнаружено, время их появления в проливе нужно отнести к 1956-1957 гг.

Второй моллюск кунearка был обнаружен в проливе в 1986 г. в количестве нескольких штук и небольшого размера [3], что свидетельствует о начальном этапе заселения – первой фазе по Л. А. Зенкевичу [2] освоения вселенцем нового ареала.

Третий моллюск мия был впервые обнаружен в проливе нами в 1989 г. Его небольшая плотность и ареал свидетельствуют, что вселенец находится в конце

первой-начале второй фазы внедрения – бурного развития и несомненно оказал влияние на структуру донной фауны и перераспределение руководящих видов, т. к. образовал здесь самостоятельный одноименный биоценоз.

Для того чтобы иметь возможность отслеживать изменение донной фауны, обусловленное внедрением вселенцев, необходимо знать состояние донных биоценозов накануне или на начальных этапах их внедрения.

В литературе имеются данные лишь о состоянии донной фауны Керченско-го пролива перед вселением рапаны [9], что касается кунеарки и мии, такие сведения в литературе отсутствуют. Настоящая работа ликвидирует этот пробел.

Материал и методика

Для изучения состояния донных биоценозов в Керченском проливе, их трансформации в связи с появлением здесь вселенцев, нами в 1989 г. была осуществлена экспедиция, во время которой по стандартной сетке станций, охватывающей пролив от Азовского до Черного морей (рисунок, А), было собрано 163 пробы дночерпателем «Океан-50» и 37 проб драгой на 78 бентосных станциях. Выделение биоценозов производилось по преобладающему виду [1, 8]. При этом для каждого вида высчитывался индекс плотности (корень квадратный произведения биомассы ($\text{г}/\text{м}^2$) и встречаемости (%)). Станции, на которых один и тот же вид имел наибольший по сравнению с другими индекс плотности (руководящий вид), относили к одному биоценозу. Границы биоценоза проводили по станциям, где руководящий вид сохранял еще наибольший по сравнению с другими индекс плотности.

Результаты и обсуждение

В 1955 г. (предшествующий вселению рапаны период) К. Н. Несисом [9] в Керченском проливе было выявлено и описано 8 биоценозов (2 в Таманском заливе и 6 собственно в проливе): 1 – кардиума; 2 – мидий; 3 – олигохеты; 4 – венуса; 5 – модиолы; 6 – гребешка-устриц. Нами по материалам экспедиции на начальных стадиях развития вселенцев кунеарки и мии выделены 6 донных биоценозов (рисунок, Б): 1 – церастодермы (кардиум по Несису); 2 – венуса; 3 – мидии; 4 – модиолюса; 5 – мии; 6 – кунеарки. Первые четыре биоценоза являются автохтонными, но они претерпели изменения в границах и площади. Последние два – новые для Керченского пролива.

1. **Биоценоз церастодермы** – один из наибольших по площади, занимающий 45 % всей акватории пролива. По сравнению с 1955 г. этот биоценоз увеличился на 50 км² за счет биоценоза олигохеты, занимающего акваторию у западного берега южной части пролива. Таким образом, в период наших исследований биоценоз охватывал почти всю северную, среднюю части пролива и узкую прибрежную зону со стороны Крыма в южной части пролива (рисунок, Б). Весь биоценоз находится под влиянием азовских вод и расположен на черных и серых илах с небольшой примесью песка и ракуши. Средняя плотность руководящего вида 344 ± 81 экз./м² (наибольшая – 2408; наименьшая – 8 экз./м²), средняя биомасса $234,9 \pm 37,2$ г/м² (наибольшая – 936,8; наименьшая – 10,4 г/м²). Помимо одноименного, церастодерма отмечается в других биоценозах. Ее встречаемость по проливу 80,5 %. В биоценозе зарегистрировано 35 видов макрозообентоса. Только два вида (церастодерма и балянус) встречены на всех станциях биоценоза. Встречаемость *Mytilaster* 68,8 %, *Nana donovani* – 62,5 %, остальных

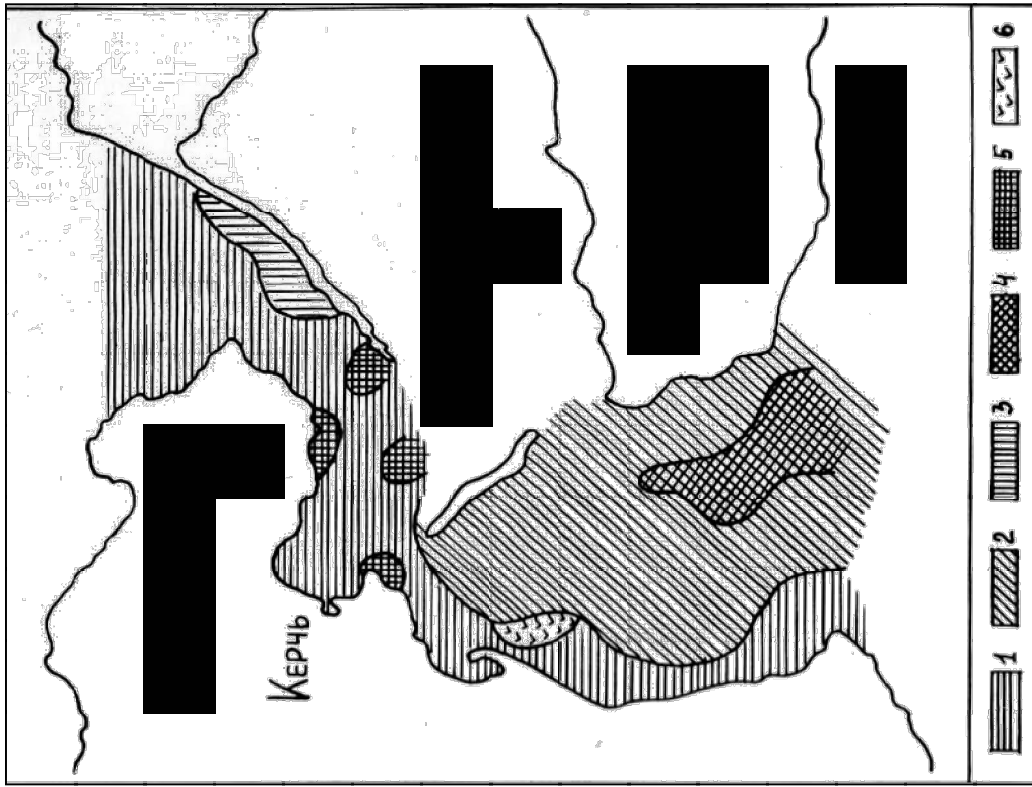
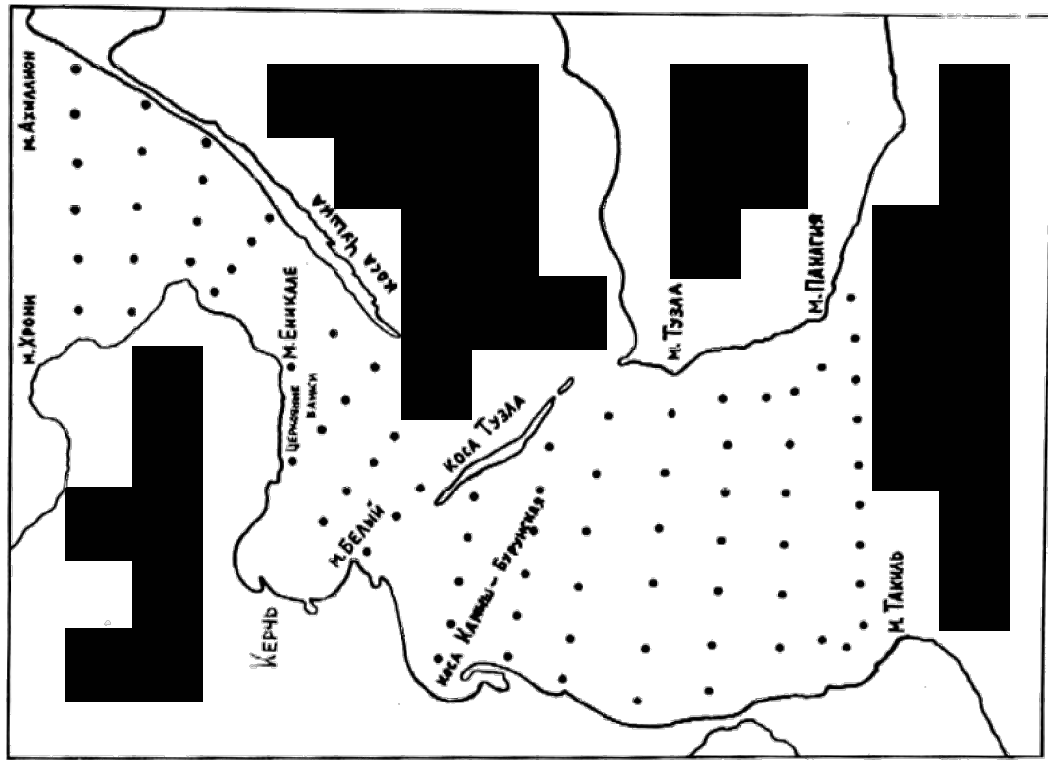


Схема станций (А). Распределение биоценозов (Б): 1 – церастодермы, 2 – венуса, 3 – мии, 4 – моллюска, 5 – мидии, 6 – куннарки

видов – менее 50 %. *Actinothoe clavata* довольно обычная в южной и средней частях пролива, в северной заменяется *Actinia equine*. Только в самом северном участке биоценоза зарегистрирована *Abra ovata* – одна из массовых форм бентоса Азовского моря. Максимальная плотность ее достигала 944 экз./м² при биомассе 95,6 г/м².

В целом по биоценозу средняя биомасса макрозообентоса равна 375,8 ± 44,6 г/м² (максимальная 1016, минимальная 15,8 г/м²). Общая биомасса макрозообентоса биоценоза 84,2 ± 9,9 тыс. т.

2. **Биоценоз венус** – отмечен в южной части пролива. Это второй по величине биоценоз, занимающий 42 % акватории пролива. По сравнению с 1955 г. его площадь увеличилась на 34 км². Биоценоз расположен на песке и ракушке с примесью ила и находится под воздействием черноморских вод. В составе биоценоза отмечен 41 вид макрозообентоса. Кроме руководящего, стопроцентную встречаемость имели *Balanus improvisus*, *Caliptraea chinensis*, *Tritia reticulata*, *Mytilaster lineatus*. Высокая встречаемость отмечена у *Pitar rudis*, *Polititapes aurea* – 89,3 %, *Ascidrella aspersa* – 60,7 %, *Actinothoe clavata*, *Diogenes pugilator* – 50 %. Встречаемость остальных видов менее 50 %. Средняя плотность и биомасса руководящего вида 102 ± 26 экз./м² и 164 ± 33,8 г/м² (максимально – 738 экз./м² и 812 г/м², минимально – 13 экз./м² и 21,5 г/м²). Руководящий вид в общей биомассе бентоса составляет 54,5 %. По биомассе в биоценозе преобладают двустворчатые моллюски, представленные 28 видами. Средняя биомасса макрозообентоса биоценоза 301,7 ± 36,6 г/м² (максимальная – 887,9; минимальная – 101,4 г/м²). Общая биомасса макрозообентоса биоценоза 63,3 ± 7,6 тыс. т.

3. **Биоценоз мидии** – отмечен в средней части пролива на 6,5 % станций. Площадь биоценоза за исследуемый период уменьшилась на 6 км². В настоящее время биоценоз мидии разорван биоценозом церастодермы на четыре части, которые расположены на черных илах с примесью песка и ракушки у мыса Белого, у кос Тузла и Чушка, на Церковных банках. Биоценоз находится под влиянием азовских вод. Стопроцентную встречаемость, кроме руководящего вида, имели турбеллярии, *Neris succinea*, *Balanus*, *Rhitropanopeus harissii*, *Cerastoderma glaucum*. Высокая встречаемость (более 75 %) у *Actinothoe clavata*, *Actinia equine*, *Tritia reticulata*, *Mytilaster lineatus*, *Ctenicella appendiculata*. Удельный вес руководящего вида в общей биомассе бентоса равен 86 %. Помимо одноименного биоценоза, мидии встречаются и в других: церастодермы, венуса, модиолюса. В составе биоценоза отмечены 23 вида макрозообентоса. Средняя биомасса макрозообентоса в биоценозе мидий 6336,6 ± 3015,2 г/м² (максимальная – 16514,1; минимальная – 1065,0 г/м²). После вселения в пролив рапаны ареал мидии здесь сократился. Если в 1958 г. мидии встречались по всему проливу от Азовского до Черного морей, то уже в 1960 г. в южной части пролива – в районе основного скопления рапаны – они скоплений уже не образовывали, а их запас сократился с 630 тыс. ц в 1958 г. до 260 тыс. ц в 1963 г. [5]. В дальнейшем, в связи с началом функционирования в южной части пролива хозяйств по выращиванию мидий здесь образуются мидийные банки антропогенного происхождения со средней плотностью 123 ± 89,5 экз./м² и биомассой 241,3 ± 68,8 г/м² за счет опадания части моллюсков с коллекторов и высыпки мидий некондиционного размера на грунт после рассортировки урожая. В связи с этим общая биомасса мидий в период наших исследований вновь увеличилась и составила 37,6 тыс. т. Общая биомасса макрозообентоса мидий 69,7 ± 33,1 тыс. т.

4. **Биоценоз модиолюса** – находится в южной части пролива и встречен на 7,8 % станций на грунтах ракуши с незначительной примесью песка и ила. Если в 1955 г. этот биоценоз располагался сравнительно узкой полосой между биоценозом олигохеты и венуса, то в настоящее время практически занимает акваторию бывшего биоценоза *Pecten–Ostrea*. Его площадь уменьшилась на 17 км². Фауна биоценоза носит морской характер и находится под воздействием черноморских вод. В биоценозе встречено 27 видов макрозообентоса: усоногих и десятиногих раков, моллюсков, асцидий. Стопроцентную встречаемость, помимо руководящего вида, имели еще *Balanus*, *Calyptraea chinensis*, *Tritia reticulata*, *Pitar rudis*, *Chamelea gallina*, *Polititapes aurea*. Встречаемость более 50 % отмечена у *Diogenes pugilator*, *Mytilaster lineatus*, *Gouldia minima*, *Spisula subtruncata*, *Abra alba*, *Acanthocardia tuberculata*, *Parvicardium exiguum*, *Gastrana fragilis*, *Botryllus schlosseri*, *Asciidiella aspersa*.

Средняя плотность руководящего вида в биоценозе $46,8 \pm 20,9$ экз./м², средняя биомасса – $167,1 \pm 76,2$ г/м². Помимо одноименного биоценоза, этот вид регулярно встречался в биоценозе венуса. Встречаемость модиолюса по проливу – 23,4 %.

Биомасса макрозообентоса биоценоза варьировала от 173,6 до 913,5 г/м², в среднем составляла $343,2 \pm 114,3$ г/м². Общая биомасса макрозообентоса биоценоза $13,4 \pm 4,4$ тыс. т.

5. **Биоценоз мии** – новый для пролива биоценоз, расположен в его северной части у западных берегов косы Чушка на заиленном песке. Площадь биоценоза 10 км². Мия – недавний вселенец, тяготеет к опресненным азовским водам. Биоценоз отмечен на 3,9 % станций. В биоценозе отмечено 13 видов макрозообентоса, в т. ч.: *Actinia equine*, *Balanus*, *Rhithropanopeus harissii*, *Bittium reticulata*, *Nana donovani*, *Tritia reticulata*, *Mytilaster lineatus*, *Mytilus galloprovincialis*, *Cerastoderma glaucum*, *Abra ovata*, *Mya arenaria*, *Cunearca cornea*, *Lentidium mediterraneum*. Кроме руководящего, стопроцентную встречаемость имели *Actinia equine*, *Balanus improvisus*, *Nana donovani*, *Mytilaster lineatus*, *Cerastoderma glaucum*. Средняя биомасса бентоса в биоценозе $434,7 \pm 11,2$ г/м², а общая биомасса макрозообентоса в биоценозе $4,4 \pm 0,1$ тыс. т. Средняя плотность и биомасса руководящего вида в биоценозе равны 23 ± 3 экз./м² и $282,8 \pm 47,7$ г/м². Помимо одноименного биоценоза, мия отмечалась и в других. Ареал мии в проливе 192 км². Встречаемость ее по проливу 19 %. Средняя плотность в проливе $8,3 \pm 1,2$ экз./м², а биомасса $82,5 \pm 1,36$ г/м². Общая биомасса мии в проливе $20,6 \pm 1,1$ тыс. т.

6. **Биоценоз кунearки** – также новый для пролива [6]. Расположен на траверзе Камыш-Бурунской косы в южной части пролива на заиленном грунте на стыке биоценозов церастодермы и венуса. Площадь биоценоза 5 км². Кроме одноименного биоценоза, кунearка встречается по всему проливу, исключая наиболее опресненную северную часть. Ее встречаемость по проливу 48,7 %, а площадь ареала 260 км². В биоценозе отмечено 17 видов макрозообентоса: *Actinia equine*, *Actinothoe clavata*, *Balanus improvisus*, *Diogenes pugilator*, *Calyptraea chinensis*, *Tritia reticulata*, *Nana donovani*, *Mytilaster lineatus*, *Cerastoderma glaucum*, *Parvicardium exiguum*, *Pitar rudis*, *Chamelea gallina*, *Polititapes aurea*, *Spisula subtruncata*, *Cunearca cornea*, *Ctenicella appendiculata*, *Asciidiella aspersa*. Кроме руководящего, еще 8 видов имели стопроцентную встречаемость. Среди них наиболее высокие показатели численности и биомассы отмечены у церас-

тодермы, балянуса, венуса. Средняя численность и биомасса руководящего вида 5 ± 1 экз./м² и $133,6 \pm 36,4$ г/м². Максимальные 7 экз./м² и 170 г/м². Наибольшая встречаемость кунearки в проливе на илистых грунтах (60,5 %). Биомасса кунearки в проливе $9,8 \pm 0,2$ тыс. т. Средний размер вселенца $34,4 \pm 3,2$ мм, максимальный – 50 мм.

Средняя биомасса макрозообентоса биоценоза $232,8 \pm 92,7$ г/м², общая – $1,2 \pm 0,4$ тыс. т.

В целом по проливу в годы вселения сюда кунearки и мии общая биомасса макрозообентоса равнялась $241,2 \pm 4,8$ тыс. т, в т. ч. $20,6 \pm 1,1$ тыс. т мии, $9,8 \pm 0,2$ тыс. т кунearки и $5,0 \pm 0,6$ тыс. т рапаны.

В общем составе макрозообентоса вселенцы насчитывали 35,4 тыс. т или 14,7 % общей биомассы макрозообентоса пролива. Их доля приблизилась к биомассе такого крупного моллюска, как мидия (15,6 %). Если рапана сосредоточилась в основном в южной части пролива в биоценозах церастодермы, венуса и модиолы (бывшая устричная банка), то мия и кунearка освоили районы с иловыми и илистопесчанными грунтами. Сравнивая общий запас макрозообентоса, равный 133 тыс. т. [9], в период, предшествующий вселению новых видов моллюсков, с аналогичным в 1989 г., можно увидеть, что он увеличился. В этом не последнюю роль сыграло продвижение на юг биоценоза церастодермы на место бывшего биоценоза олигохеты с низкой биомассой и развитием двух вселенцев с большим индивидуальным весом, а также восстановление в южной части пролива мидийных полей антропогенного происхождения [5]. Обращает на себя внимание развитие моллюсков, предпочитающих илистые грунты (церастодерма, кунearка, мия), что связано с интенсификацией заиления дна, особенно в южной части пролива после прорыва в 1925 г. косы Тузла, через который в южную часть пролива вдоль кавказских берегов стали поступать воды Азовского моря, неся массу взвешенных в воде частиц. Они, осаждаясь, заиливают грунт, в результате чего, по наблюдению В. П. Воробьева (цит. по Несису), северная граница устричной банки в 1933 г. сдвинулась к югу, т. к. устрицы в силу анатомического строения не переносят мутности воды и заиления [10]. Вселение хищного моллюска рапаны, численность которого в годы наших исследований достигала $33,2 \pm 4,3$ млн. экз., послужило дополнительным фактором к исчезновению устриц, снижению численности гребешка, модиолы, солен и других крупных моллюсков в южной части пролива на месте бывших биоценозов *Modiola* и *Pecten–Ostrea*. Когда-то богатая устричная банка в настоящее время является основным местом сосредоточения рапан.

Выводы

1. Вселенцы в Керченский пролив мия, кунearка и рапана образовали здесь дополнительную биомассу в размере 35,4 тыс. т (14,7 % общей биомассы макрозообентоса пролива). Их доля приблизилась к биомассе такого крупного моллюска, как мидия (15,6 %).

2. Вселение рапаны в пролив привело к снижению численности устриц, мидий, модиол. Бывшая устричная банка в настоящее время является основным районом сосредоточения рапан, общая биомасса которых составляет $5,0 \pm 0,6$ тыс. т.

3. Вселение двустворчатых моллюсков кунearки и мии привело к трансформации структуры донных биоценозов: выпали биоценозы олигохеты, за счет

которых увеличилась на 50 км² площадь биоценоза церастодермы, и *Pecten-Ostrea*, замещенного современным биоценозом модиолы.

4. Образовались отсутствовавшие в 1955 г. два новых биоценоза: мии и кунearки с биомассой $20,6 \pm 1,1$ тыс. т и $9,8 \pm 0,2$ тыс. т соответственно.

5. Общая биомасса макрозообентоса пролива увеличилась за счет развития преимущественно иловых форм (церастодерма, кунearка, мия) с 133 в 1955 г. до $241,2 \pm 4,9$ тыс. т в 1989 г.

6. Трансформация донных биоценозов в связи с вселением сюда трех новых для фауны пролива моллюсков не закончилась и требует дальнейших регулярных наблюдений.

Литература

1. **Воробьев В. П.** Бентос Азовского моря // Труды АзЧерНИРО, 1949. – Вып. 13. – 193 с.
2. **Зенкевич Л. А.** Фауна и биологическая продуктивность моря. – Л.: Советская наука, 1951. – 1. – 506 с.
3. **Золотарев В. Н., Золотарев П. Н.** Двустворчатый моллюск *Cunearca cornea* – новый элемент фауны Черного моря // Доклады Академии Наук СССР, 1987. – 297. – № 2. – С. 501-503.
4. **Иванов А. И.** Изменение численности рапаны в Керченском проливе за 1958-1965 гг. // Гидробиологический журнал. – 1968. – № 4. – С. 46-49.
5. **Иванов А. И.** Распределение и запасы мидий в Керченском проливе // Океанология. – 1987. – 27. – Вып. 5. – С. 850-854.
6. **Иванов Д. А.** Аутакклиматизация промыслового моллюска *Cunearca cornea* в Керченском проливе // Биология моря. – 1991. – № 5. – С. 95-98.
7. **Иванов Д. А.** Экологическая сукцессия донных биоценозов северо-западной части Черного моря после вселения *Mya arenaria* // Міжнародна наукова-практична конференція: Екологічні проблеми Чорного моря, 31 травня-1 червня 2007 г., Одеса. – Одеса: ІНВАЦ, 2007. – С. 101-104.
8. **Киселева М. И.** Бентос рыхлых грунтов. – Киев: Наукова думка, 1981. – 165 с.
9. **Несис К. Н.** Донные биоценозы Керченского пролива // Сборник работ студенческого научного общества. – М., 1957. – С. 3-11.
10. **Самсония К.** Влияние кислородного режима и мутности среды на выживание черноморских устриц // Труды Тбилисского университета, 1956. – 60. – С. 201-213.
11. **Zolotarev V.** The Black Sea Ecosystem Changes Related to the Introduction of new Mussel // Marine ecology. – 1996. – 17. – No 1-3. – P. 227-236.

ЖИЗНЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ОСОБЕЙ И ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ *POTAMOGETON PECTINATUS* L. В МОНОДОМИНАНТНЫХ И СМЕШАННЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ

В. В. Александров
ИнБИОМ

Исследование взаимоотношений растений в фитоценозах – одна из основных проблем фитоценологии, но сведения о меж- и внутривидовых отношениях морских трав малочисленны, в т. ч. бассейна Черного моря [9, 14, 1]. Оценить степень влияния морских трав друг на друга возможно с помощью параметров морфологической структуры особей. Однако в связи с их большим количеством целесообразно использование небольшого комплекса наиболее информативных, ключевых признаков [6]. Он может служить основой для определения жизненного состояния (виталитета) как отдельных растений, так и всей популяции [6]. Соотношение растений разного жизненного состояния дает возможность построить виталитетные спектры популяций и определить их тип (процветающий, равновесный или депрессивный) согласно индексу качества [6].

Рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) принадлежит к цветковым растениям, жизненный цикл которых полностью проходит в водной среде. Особенности морфологической структуры *P. pectinatus* позволяют отнести его к группе вегетативно-подвижных длиннокорневищных растений. В Черном море он характерен для защищенных участков бухт и илистых донных осадков [8]. Рдест является пионерным видом, одним из первых заселяющим нарушенные экотопы [15]. Он способен переносить значительные колебания солености и концентрации биогенов, высокую гидродинамическую активность, загрязнение, проявляя себя как стресс-толерант. В стабильных условиях *P. pectinatus* свойствен конкурентный тип жизненной стратегии, тем не менее он не всегда может успешно конкурировать с типичными морскими травами [15, 16].

Цель исследования заключалась в сравнении морфологической структуры особей *P. pectinatus* в монодоминантных и смешанных фитоценозах. В задачи настоящей работы входило: а) сравнение значений ключевых параметров жизненного состояния особей *P. pectinatus* в одновидовых зарослях и при совместном произрастании с *Zostera marina* L. и *Z. noltii* Hornem., б) оценка взаимосвязи показателей обилия *P. pectinatus*, *Z. marina* и *Z. noltii* и ключевых параметров жизненного состояния особей *P. pectinatus*, в) определение виталитетной структуры и качества популяций *P. pectinatus* в его чистых и смешанных фитоценозах.

Материалы и методы

Исследования проводили в б. Стрелецкая и устье р. Черная (регион Севастополя) в период активной вегетации морских трав (июль-август 1999-2002 гг.). Донные осадки исследуемых акваторий представлены преимущественно илами и илистыми песками, в них велико содержание нефтяных углеводородов и тяжелых металлов [3, 7, 11, 17]. В отличие от б. Стрелецкой устье р. Черная характеризуется пониженной соленостью, высокой концентрацией взвешенного вещества и поступлением значительного объема сточных вод [12, 13].

Материал был собран в сообществах *P. pectinatus* (на глубине 0,7 м в устье р. Черная, 2 м – в б. Стрелецкая), *Z. marina* – *P. pectinatus* (0,8-1,5 м в устье р. Черная, 2 м – в б. Стрелецкая), *P. pectinatus* – *Z. noltii* (0,7-1 м), *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii* (1-1,5 м). Отбор проб в фитоценозах осуществляли методом учётных площадок размером 25 x 25 см, которые закладывали в четырехкратной повторности. При анализе учитывали биомассу, численность и общую длину корневищ видов зостеры и рдеста в расчете на 1 м².

Для определения ключевых морфометрических параметров жизненного состояния особей на каждой учетной площадке отобраны все зрелые вегетативные побеги *P. pectinatus*, несущие ветви. Комплекс ключевых параметров рдеста включал количество листьев главной оси (Nl) и ветвей (Nlb), длину листа главной оси (Ll), ширину влагалища листа главной оси (Ss) и ветвей (Ssb), количество междоузлий корневища (Nm_{rh}), количество (Nls) и массу дочерних побегов (Wls) [1]. Для каждого из них рассчитывали среднее арифметическое, ошибку среднего. Достоверность различия средних оценивали с помощью методов дисперсионного анализа [4]. Взаимосвязь признаков оценивали с помощью коэффициентов корреляции Спирмена.

Жизненное состояние особей и фитоценологических популяций морских трав определяли согласно общепринятым методикам виталитетного анализа [5, 6]. Виталитет особей рдеста оценивали методом главных компонент (Q-техника) по комплексу его ключевых параметров. Ранжирование особей проводили по первой главной компоненте. Границы низшего (с), промежуточного (b) и высшего (a) классов виталитета [5, 6] нашли, разделив ранжированный ряд на 3 равных интервала. Для оценки виталитета ценопопуляций определяли их виталитетные спектры (соотношение частоты особей каждого класса) и индекс качества $Q = 1/2 (a+b)$. В зависимости от величины Q популяцию относили к депрессивному ($Q < c$), равновесному ($Q = c$) или процветающему ($Q > c$) типу [5].

Морфологическая структура P. pectinatus в фитоценозах различного видового состава

Дисперсионный анализ и тест Крускала-Уоллиса показали достоверные различия ключевых морфологических параметров жизненного состояния *P. pectinatus* в сообществах разного видового состава (табл. 1).

Б. Стрелецкая. Длина и количество листьев главной оси рдеста более велики в сообществах *Z. marina* – *P. pectinatus* и *P. pectinatus* по сравнению с сообществами *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii* и *P. pectinatus* – *Z. noltii*. Ширина влагалища максимальна в фитоценозах *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii* (рис. 1). Количество междоузлий корневища *P. pectinatus* слабо различается в изученных сообществах. Параметры вегетативного размножения (Nls, Wls) максимальны в чистых зарослях рдеста, минимальны – в сообществах *Z. marina* – *P. pectinatus*.

Устье р. Чёрная. Ширина влагалища и количество листьев главной оси рдеста наиболее велики в сообществах *Z. marina* – *P. pectinatus* и *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii*. Длина листа в этих фитоценозах минимальна, а максимум отмечен в чистых зарослях рдеста (рис. 1). Значения всех параметров листьев ветвей рдеста наиболее высоки в тех фитоценозах, где присутствует *Z. marina*, в чистых сообществах *P. pectinatus* они минимальны. В то же время наивысшее количество междоузлий корневища выявлено в фитоценозах

Таблица 1. Оценка достоверности различий ключевых морфологических параметров особей *P. pectinatus* в чистых и смешанных зарослях

Параметры особей	Дисперсионный анализ					Тест Крускала-Уоллиса	
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F	p	X ²	p
Nl	3	902,24	300,75	12,28	0	28,36	0
Ll	3	180,78	60,26	35,73	0	67,56	0
Ss	3	0,04	0,01	11,73	0	33,92	0
Nlb	3	1,2·10 ⁵	3,9·10 ⁵	14,44	0	31,43	0
Ssb	3	0,05	0,02	10,53	0	28,19	0
Alb	3	5,7·10 ⁴	1,9·10 ⁴	10,32	0	29,66	0
Nmrh	3	25,91	8,64	2,83	0,04	6,10	0,11
Nls	3	16,46	5,49	5,37	0	17,08	0
Wls	3	0,07	0,02	2,87	0,04	10,77	0,01

Примечание: N – численность популяции, экз./м²; Nb – численность ветвей в популяции, экз./м²; W – биомасса популяции, г/м²; L – длина корневищ в популяции, см/м².

P. pectinatus и *P. pectinatus* – *Z. noltii*. Параметры вегетативного размножения максимальны в чистых зарослях рдеста, минимальны – в трехвидовых сообществах.

Сопоставление значений морфологических параметров особей рдеста в различных фитоценозах б. Стрелецкая и устья р. Чёрная показало, что признаки главной оси и ветвей рдеста наиболее высоки в сообществах *Z. marina* – *P. pectinatus* и *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii*, за исключением длины листа главной оси, которая максимальна в чистых зарослях. Таким образом, в смешанных зарослях с *Z. marina* значения большинства признаков листьев *P. pectinatus* наиболее велики. Параметры корневищ и вегетативного размножения слабо различаются в различных фитоценозах, несколько выше они в чистых фитоценозах *P. pectinatus*.

Корреляционная взаимосвязь ключевых морфологических параметров особей P. pectinatus и обилия Z. marina, P. pectinatus, Z. noltii

Б. Стрелецкая. Выявлено, что только 6 % корреляций описывают достоверную связь морфологических параметров рдеста с обилием видов морских трав (табл. 2). Обилие *Z. marina* не связано с морфопараметрами рдеста (см. табл. 2). Численность, биомасса и длина корневищ *Z. noltii* отрицательно влияют лишь на длину листа главной оси рдеста. Биомасса *P. pectinatus* положительно связана с длиной листа и массой его дочерних побегов (см. табл. 2).

Устье р. Чёрная. Связь параметров обилия видов морских трав с морфологическими признаками рдеста более выражена, чем в б. Стрелецкая, статистически достоверными являются 49 % корреляций (табл. 3). Обилие *Z. marina* оказывает положительное влияние ($r_s = 0,52 - 0,80$) на признаки листьев ветвей и

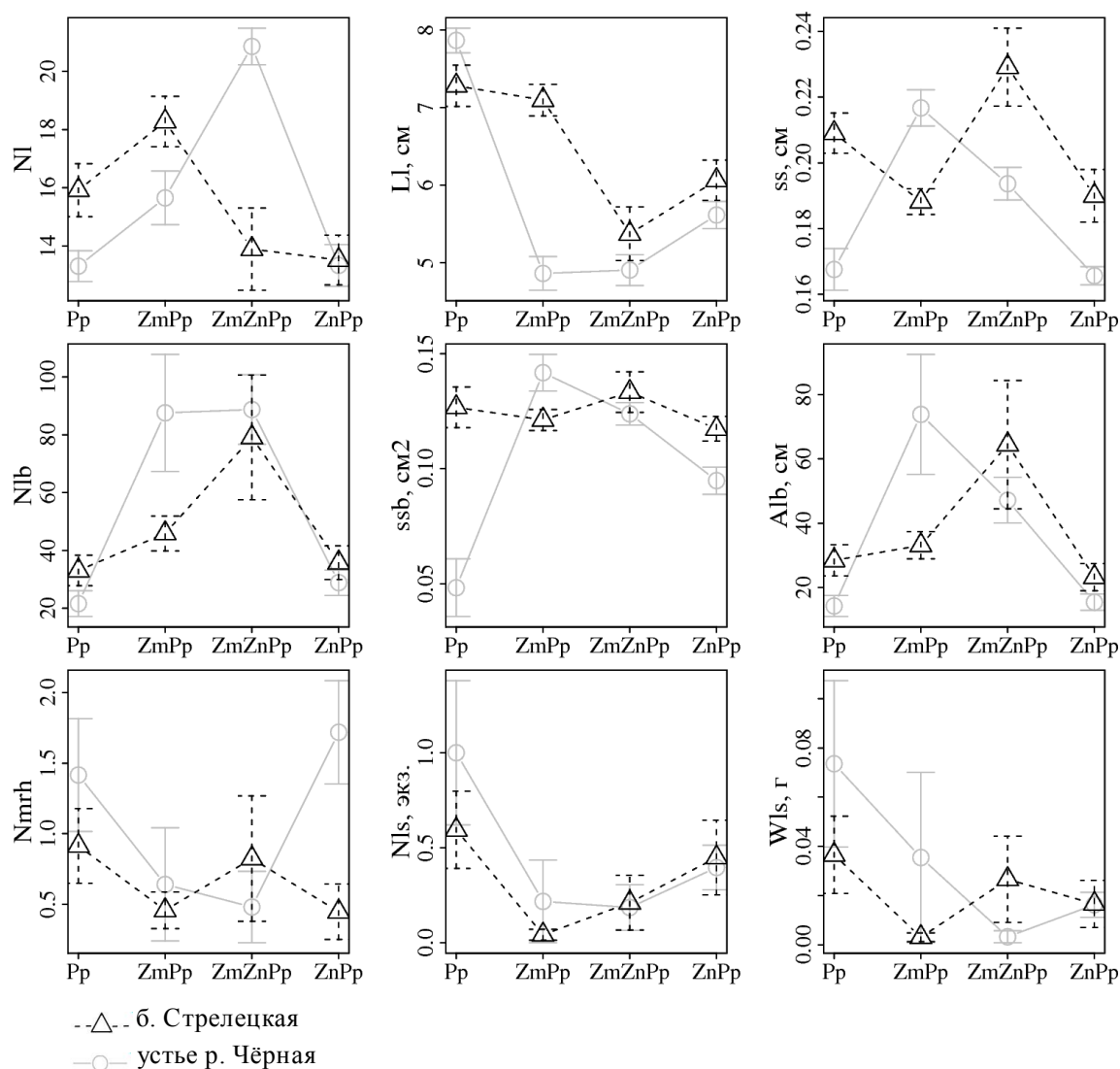


Рисунок 1. Изменение ключевых морфологических параметров особей *P. pectinatus* в сообществах разного видового состава (Zm – *Z. marina*, Zn – *Z. noltii*, Pp – *P. pectinatus*)

главной оси, исключая длину листа, а *Z. noltii* – отрицательное на ширину влаглящ листьев и ветвей рдеста, а также площадь листьев его ветвей ($r_s = -0,51 - 0,65$, табл. 3). Биомасса *P. pectinatus* не влияет на его морфометрические параметры. Однако численность, биомасса и длина корневищ на m^2 ($r_s = -0,55 - -0,79$, табл. 3) отрицательно связаны с морфопараметрами ветвей (Nlb, ssb, Alb). Длина корневищ на $1 m^2$ негативно влияет также и на количество листьев главной оси ($r_s = -0,5$). Параметры корневищ, вегетативного размножения и длина листа главной оси *P. pectinatus* характеризуются положительными корреляциями с показателями его обилия.

Анализ корреляций морфоструктуры побегов *Z. noltii* и обилия изученных видов морских трав в б. Стрелецкая и в устье р. Чёрная выявил их различие. В устье р. Чёрная обнаружена значимая корреляция в половине случаев, тогда как в б. Стрелецкая – не более чем в 6 %. В устье р. Чёрная параметры обилия *Z. marina* тесно коррелируют с морфологическими признаками рдеста, а в б. Стрелецкая такой взаимосвязи не обнаружено. Тем не менее, негативное влияние высокого обилия *Z. noltii* на признаки листьев и стеблей *P. pectinatus*, положи-

Таблица 2. Корреляционная взаимосвязь параметров обилия морских трав и ключевых параметров морфоструктуры особей *P. pectinatus* в б. Стрелецкая

Параметры особи	Параметры обилия популяций									
	<i>Z. marina</i>			<i>Z. noltii</i>			<i>P. pectinatus</i>			
	N	W	L	N	W	L	N	L	Nb	W
NI	0,26	0,29	0,11	-0,42	-0,45	-0,36	-0,41	-0,11	0,02	0,17
LI	0,34	0,38	0,18	-0,67	-0,76	-0,66	-0,14	0,15	0,33	0,5
ss	0,17	0,11	0,27	0,34	0,16	0,32	-0,03	-0,18	-0,03	-0,01
NIb	0,21	0,17	0,25	0,17	0,08	0,18	-0,32	-0,44	-0,22	-0,04
ssb	0,23	0,12	0,33	0,38	0,22	0,42	-0,09	-0,2	0,03	0
Alb	0,19	0,14	0,27	0,19	0,06	0,2	-0,34	-0,43	-0,16	-0,07
Nmrh	-0,13	-0,12	-0,21	-0,01	-0,1	-0,06	0,16	0,29	0,16	0,39
Nls	-0,26	-0,27	-0,31	-0,16	-0,12	-0,21	0,31	0,4	0,19	0,44
Wls	0,01	-0,12	-0,09	-0,12	-0,27	-0,15	0,36	0,49	0,34	0,55

Примечания: N – численность популяции, экз/м²; Nb – численность ветвей в популяции, экз/м²; W – биомасса популяции, г/м²; L – длина корневищ в популяции, см/м².

Таблица 3. Корреляционная взаимосвязь параметров обилия морских трав и ключевых параметров морфоструктуры *P. pectinatus* в устье р. Чёрная

Параметры особи	Параметры обилия популяций									
	<i>Z. marina</i>			<i>Z. noltii</i>			<i>P. pectinatus</i>			
	N	W	L	N	W	L	N	L	Nb	W
NI	0,63	0,56	0,52	0,1	0,12	0,17	-0,5	-0,47	-0,36	-0,04
LI	-0,56	-0,68	-0,71	0,08	0,07	-0,05	0,41	0,55	0,48	-0,04
ss	0,61	0,64	0,61	-0,64	-0,65	-0,58	-0,33	-0,48	-0,43	0,22
NIb	0,72	0,77	0,8	-0,35	-0,33	-0,16	-0,66	-0,83	-0,62	-0,05
ssb	0,61	0,61	0,55	-0,54	-0,53	-0,43	-0,55	-0,59	-0,55	0,1
Alb	0,64	0,66	0,67	-0,51	-0,51	-0,37	-0,67	-0,79	-0,64	-0,08
Nmrh	-0,49	-0,48	-0,43	0,18	0,18	0,15	0,64	0,51	0,57	0,14
Nls	-0,38	-0,3	-0,25	-0,24	-0,25	-0,29	0,57	0,39	0,59	0,15
Wls	-0,34	-0,31	-0,25	0,1	0,07	-0,02	0,76	0,56	0,71	0,31

Примечание: N – численность популяции, экз./м²; Nb – численность ветвей в популяции, экз./м²; W – биомасса популяции, г/м²; L – длина корневищ в популяции, см/м².

тельная корреляция длины листа и массы дочерних побегов рдеста с параметрами его обилия, обнаружены в обеих станциях. Таким образом, хотя влияние *Z. marina* на морфологическую структуру рдеста не может быть однозначно установлено на основе анализа корреляций, выявлена связь численности, биомассы и длины корневищ *Z. noltii* и *P. pectinatus* с морфологической структурой особей рдеста.

Виталитетная структура популяций *P. pectinatus*

Б. Стрелецкая. Большинство популяций в этой бухте являются процветающими с высоким индексом качества (рис. 2), кроме того, здесь отсутствуют особи низшего класса жизненности. Наиболее высокий виталитет обнаружен в сообществах *P. pectinatus* – *Z. noltii*, где доля особей высшего класса жизненности максимальна ($a = 91\%$) и в *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii* ($a = 60\%$). Ухудшение жизненного состояния отмечено в сообществе *P. pectinatus* – *Z. noltii*, где популяция рдеста относится к равновесному типу, побеги высшего класса жизненности отсутствуют.

Устье р. Чёрная. Качество популяций рдеста здесь ниже, чем в б. Стрелецкая. Процветающие популяции обнаружены в сообществах *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii* ($Q = 46\%$) и *P. pectinatus* – *Z. noltii* ($Q = 0,39$). В фитоценозах *Z. noltii* – *P. pectinatus* популяция рдеста относится к равновесному типу (Q падает до $0,27$). В чистых зарослях рдеста его качество популяции падает до минимума ($Q = 0,13$).

Таким образом, процветающие популяции рдеста выявлены в сообществах, где присутствует *Z. marina*, тогда как в чистых зарослях и при совместном произрастании с *Z. noltii* качество популяций и доля особей высшего класса виталитета невелики (рис. 2). При этом в б. Стрелецкая жизненное состояние заметно выше ($Q = 0,27 - 0,5$), а его минимум зафиксирован в сообществе *P. pectinatus* – *Z. noltii*. В устье р. Чёрная индекс качества составляет $0,13 - 0,46$, а его минимум отмечен в чистых зарослях рдеста.

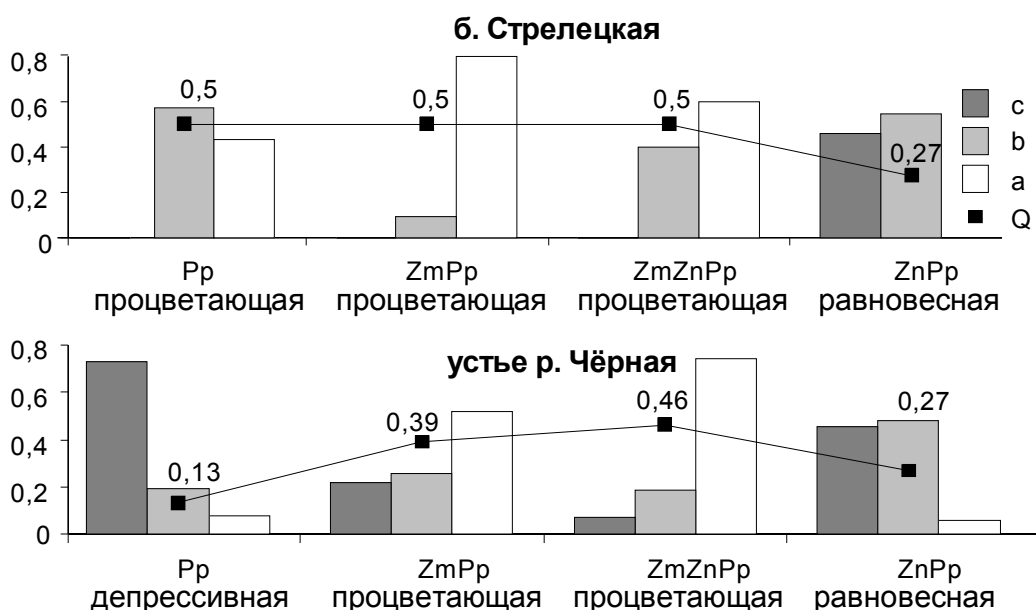


Рисунок 2. Виталитетная структура и качество популяций *P. pectinatus* в регионе Севастополя

Обсуждение

Процветающие популяции *P. pectinatus* с высокими значениями морфопараметров листьев и стеблей его побегов, обнаружены в тех сообществах, где присутствует *Z. marina*. В чистых зарослях рдеста и при совместном произрастании с *Z. noltii* качество популяций и доля особей высшего класса виталитета *P. pectinatus* невелики. Это подтверждается анализом корреляций морфологических параметров с показателями обилия изученных видов морских трав. Подобная картина характерна и для *Z. marina*, у которой ранее выявлено снижение жизненного состояния особей в смешанных зарослях с *Z. noltii* [2].

Обнаружены значительные отличия качества популяций рдеста, его морфологических параметров и их корреляционных взаимосвязей с показателями обилия морских трав в акваториях, где проводились исследования. Количество листьев главной оси максимально в б. Стрелецкая в сообществе *Z. marina* – *P. pectinatus*, тогда как в устье р. Чёрная – в фитоценозе *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii*. С другой стороны, наиболее высокие ширина влагалищ и площадь листьев главной оси обнаружены в сообществе *Z. marina* – *P. pectinatus* в устье р. Чёрная, а в б. Стрелецкая – в смешанных фитоценозах *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii*.

Взаимосвязь морфопараметров особей рдеста с численностью, биомассой и длиной корневищ в популяциях *Z. marina*, *P. pectinatus* и *Z. noltii* в б. Стрелецкая значительно слабее, чем в устье р. Чёрная, где около половины корреляций статистически значимы. Кроме того, в исследуемых акваториях эти показатели обилия коррелируют с разными морфометрическими параметрами рдеста.

Жизненное состояние побегов и виталитетная структура ценопопуляций рдеста в б. Стрелецкая выше, чем в устье р. Чёрная. Максимум жизненного состояния популяций рдеста в б. Стрелецкая выявлен в сообществе *Z. marina* – *P. pectinatus*, тогда как в устье р. Чёрная – в фитоценозе *Z. marina* – *P. pectinatus* – *Z. noltii*. Минимальная жизненность популяций рдеста в б. Стрелецкая отмечена в фитоценозе *P. pectinatus* – *Z. noltii*, в устье же р. Чёрная – в чистых зарослях рдеста, где его ценопопуляция относится к числу депрессивных. Это свидетельствует о том что, помимо видового состава, другие экологические факторы влияют на жизненное состояние рдеста в чистых и смешанных сообществах. К ним, в частности, относятся солёность, прозрачность воды, эвтрофирование и степень заиления, которые выше в устье р. Чёрная. Эти факторы, вероятно, могут видоизменять отклик особей рдеста на присутствие в фитоценозе морских трав *Z. marina* и *Z. noltii*.

Изменение экологических условий, увеличение уровня эвтрофикации прибрежных акваторий и заиления донных осадков приводят к нарушению естественных экотопов морских трав [18]. Очевидно, что к этим изменениям *P. pectinatus* будет успешно адаптироваться, поскольку он способен существовать в нарушенных экотопах и переносить значительные колебания условий среды [15], а его продуктивность наиболее высока именно на заиленных донных осадках [8, 16]. Значителен и потенциал его вегетативного размножения, более высокий, чем у черноморских видов zostеры [2]. Настоящая работа показывает, что *P. pectinatus* способен поддерживать высокий уровень жизненного состояния в смешанных зарослях с таким конкурентоспособным видом, как *Z. marina*.

Вероятно, эти особенности рдеста обусловили возрастание его роли в сообществах черноморских макрофитов при усилении эвтрофикации вод и заилинии донных осадков [10].

Таким образом, если современные тенденции изменения среды обитания сохранятся, можно ожидать увеличения участия рдеста в фитоценозах прибрежных мелководных акваторий бассейна Черного моря.

Выводы

1. Изучены морфологическая структура особей, виталитетная структура и качество популяций *P. pectinatus* в монодоминантных и смешанных фитоценозах б. Стрелецкая и устья р. Чёрная.

2. Установлено, что особи *P. pectinatus*, как правило, обладают более высокими количественными показателями листьев в тех сообществах, где присутствует *Z. marina*, тогда как значения признаков вегетативного размножения и корневищ максимальны в чистых зарослях рдеста.

3. Обнаружено негативное влияние обилия *Z. noltii* на признаки листьев и стеблей *P. pectinatus*. Корреляция длины листа и массы дочерних побегов рдеста с параметрами его обилия положительна. Показано, что обилие *Z. marina* не влияет на морфологическую структуру *P. pectinatus*.

4. Наивысшее жизненное состояние популяции *P. pectinatus* выявлено в фитоценозах с участием *Z. marina*. В чистых зарослях и при совместном произрастании с *Z. noltii*, качество популяций и доля особей высшего класса виталитета рдеста значительно ниже.

5. Обнаружено, что значения параметров листьев и качество ценопопуляций рдеста в б. Стрелецкая выше, чем в устье р. Черная.

6. Полученные результаты позволяют прогнозировать увеличение доли рдеста в фитоценозах прибрежных мелководных акваторий бассейна Черного моря, в том случае, если современные тенденции изменения среды обитания морских трав сохранятся.

Литература

1. **Александров В. В.** Морфоструктура особей *Potamogeton pectinatus* L. в районе Севастополя (Черное море) // Экология моря. – 2005 а. – Вып. 68. – С. 13-18.
2. **Александров В. В.** Особенности морфологической структуры особей морской травы *Zostera marina* L. в одновидовых зарослях и при совместном произрастании с *Zostera noltii* Hornem. в регионе Севастополя (Черное море) // Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана. Тематический сборник научных трудов / Под ред. В. Г. Мишнева, А. Н. Олиферова. – Симферополь: Таврия, 2005 б. – Вып. 15. – С. 70-79.
3. **Алемов С. В.** Роль *Nereis diversicolor* O. F. Mueller в трансформации органического загрязнения в донных осадках. – Дисс. канд. биол. н. – Севастополь, 1993. – 182 с.
4. **Афифи Ф., Эйзен С.** Статистический анализ: подход с использованием ЭВМ. – М.: Мир, 1982. – 488 с.
5. **Злобин Ю. А.** Ценопопуляционная диагностика экотопа // Экология. – 1980. – № 2. – С. 22-30.

6. **Злобин Ю. А.** Принципы и методы изучения ценологических популяций растений. – Казань: Казан. ун-т, 1989. – 148 с.
7. **Киселёва М. И., Ревков Н. К., Копытов Ю. П.** Современное состояние и многолетние изменения зообентоса Стрелецкой бухты (район Севастополя) // Гидробиологический журнал. – 1997. – № 1. (33) – С. 3-13.
8. **Куликова Н. М.** Продукция надземной фитомассы морских цветковых растений в Черном море // Биологическая продуктивность южных морей. – Киев: Наукова думка, 1974. – С. 51-56.
9. **Миљчакова Н. А.** О жизнеспособности ценопопуляций *Zostera marina* и *Zostera noltii* (Zosteraceae) в фитоценозах бухты Казачьей Черного моря // Бот. журн. – 1988. – № 10 (73). – С. 1434-1437.
10. **Миронова Н. В.** Экология, фитоценология и культивирование черноморских водорослей рода *Gracilaria*. – Автореферат дисс. канд. биол. наук. – Севастополь, 2005. – 23 с.
11. **Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алемов С. В.** Санитарно-биологические аспекты экологии севастопольских бухт в XX веке. – НАН Украины, Институт биологии южных морей. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. – 185 с.
12. **Овсяный Е. И., Романов А. С., Миньковская Р. Я., Красновид И. И., Озыменко Б. А., Цымбал И. М.** Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // Сб. науч. тр.: Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное исследование ресурсов шельфа. – Севастополь: НАН Украины, МГИ, ОФ ИнБЮМ, 2001. – С.138-152.
13. **Павлова Е. В., Овсяный Е. И., Гордина А. Д., Романов А. С., Кемп Р. Б.** Современное состояние и тенденции изменения экосистемы Севастопольской бухты // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. – Севастополь: Аквавита, 1999. – С. 70-94.
14. **Садогурский С. Е.** Эколого-флористическая характеристика фитоценозов морских трав у берегов Крыма. – Автореферат канд. биол. наук. – Ялта, 1996. – 22 с.
15. **Kantrud H. A.** Sago pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.): A literature review. U.S. – Fish and Wildlife Service, Fish and Wildlife Resource Publication 176, 1990. – 89 p.
16. **Kautsky L.** Life strategies of aquatic soft bottom macrophytes // Oikos. – 1988. – 53. – P. 126-135.
17. **Shalovenkov N.** Changing of the Benthic Communities in the Sevastopol Bay During the Last Eighty Years // Ecosystem Modeling as a Management Tool for the Black Sea. – Proceedings of the NATO TU Black Sea Project: Ecosystem. «Zori Rossii, Ukraine», 15-19 June, 1997 / Edited by L. I. Ivanov, T. Oguz. – Kluwer Academic Publishes, 1998. – Vol. 1. – P. 301-309.
18. **Zaitsev Yu. P., Mamaev V.** Marine biological diversity in the Black Sea: a study of change and decline. Black Sea Environmental Series 3, United Nations Publications. – New York, 1997. – 208 p.

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ТРАНСФОРМАЦИЮ МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ ЭКОСИСТЕМ КАРАДАГСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

А. Л. Морозова¹, Ю. Д. Смирнова¹, С. В. Гасников²

¹Карадагский природный заповедник НАН Украины, ²Карадагская научно-исследовательская гидрофизическая обсерватория МЧС Украины

Акватория Карадагского природного заповедника до начала 80-х годов прошлого века обладала чистой, зачастую первозданной морской водой.

Однако постепенно общее ухудшение качества воды Черного моря начало усугубляться возросшим стоком недоочищенных бытовых вод региона. Очистные сооружения поселков Коктебель, Курортное перестали справляться с увеличивающейся нагрузкой активно развивающегося курортного бизнеса.

Разными авторами за последние 10-15 лет установлены качественные и количественные перемены в сообществах водорослей, моллюсков, фито- и зоопланктона, ихтиофауны [1, 3, 5, 8, 9, 13, 14] заповедника. За последние годы особенно резко стали исчезать мидии, а в оставшихся популяциях отмечено уменьшение размерно-массовых характеристик [16].

Представлялось интересным оценить влияние природных и антропогенных факторов на развитие вышеназванных процессов.

Сопоставление кинетики гидрохимических характеристик акватории Карадага показало, что значения рН, солености, содержания кислорода, нитритов, нитратов, фосфатов в морской воде с 1957-1958 гг. [15] не претерпели существенных изменений. Показатели рН, концентрации кислорода и солености расширили диапазон регистрируемых величин, но находятся в пределах ПДК, не приближаясь к пограничным величинам [10]. Содержание основных биогенов на глубинах до 20 м увеличилось от нуля в 5-7 раз, но осталось меньше ПДК по нитритам в 3 раза, по нитратам и фосфатам в сотни раз.

И только содержание органических веществ (ОВ) по показателю перманганатной окисляемости возросло значительно, превысив в настоящий момент ПДК на 30-60 %. Уменьшение солености и наличие значительного содержания органических веществ некоторыми авторами трактуется как результат влияния азоморских вод. Нам это не представляется очевидным. Имеющее место уменьшение солености в некоторых биотопах вполне объяснимо значительным поступлением пресных хозяйственных стоков от поселков Курортное и Коктебель, особенно возросшим за последние 5-10 лет в связи с бурным развитием гостинично-курортного бизнеса. Так, только очистные сооружения п. Курортное ежедневно выпускают до 650 м³ сточных вод, что составляет в год 87-88 тыс. т. Следует также учесть неконтролируемые стоки и возросший водный баланс реки Отузки и других ручьев Карадагской долины за счет появления водопровода и соответственно стоков. Именно в районах поступления трансформированных вод отмечено максимальное количество мертвого меропланктона [11].

Данные метеонаблюдений нашего региона показывают преобладание ветров северного (38 %) и северо-восточного (14 %), а также южного (10 %) и юго-западного (11 %) направлений, что обусловлено влиянием местного рельефа (рис. 1).

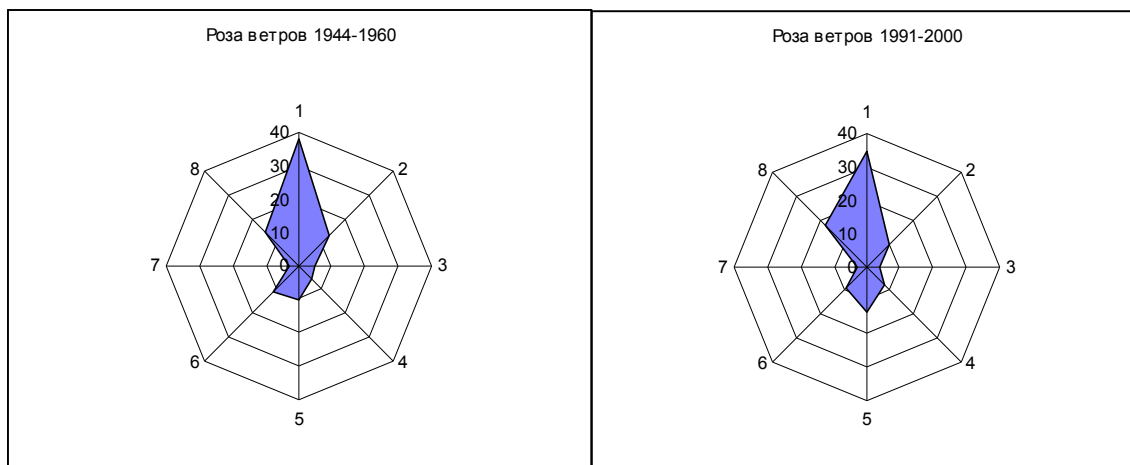


Рисунок 1. Изменение розы ветров в районе Карадага в 1991-2000 гг. в сравнении с 1944-1960 гг.

Следует отметить, что за последнее десятилетие повторяемость ветров северных направлений уменьшилась на 3-4 % и соответственно возросла повторяемость ветров южных направлений. Именно южные и юго-западные ветры в нашем регионе приносят осадки. Для сравнения – исследование Б. Н. Панова [12] для Керченского полуострова показало увеличение за последние десятилетие доли ветров западных направлений и возрастание на 10 % количества осадков.

Сопоставление некоторых климатических данных Карадагского региона за 10 лет в 1950-1960 гг. и в 1995-2005 гг. показало относительное увеличение за последние десятилетие среднегодовых температур, влажности и количества осадков (рис. 2). Особенно возросло количество осадков: среднегодовые значения в период

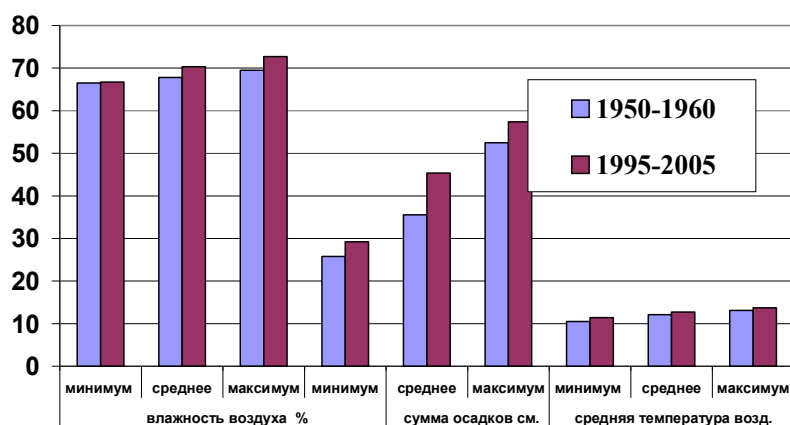


Рисунок 2. Кинетика изменения средних (за 10 лет) значений влажности, температуры воздуха и суммы осадков в районе Карадага

1995-2005 гг. увеличились в сравнении с пятидесятью годами более чем на 27 %, что составляет 99 мм в год.

Поэтому наблюдаемое нами в акватории заповедника за последние годы уменьшение средних значений солености морской воды с 18,3 до 17,7 ‰ может быть также связано с увеличением количе-

ства осадков и соответственно с ростом объема поступления в море пресных вод.

На рис. 3 представлены результаты сравнения усредненных данных по солености воды в акватории заповедника на поверхности и на глубине за последние годы, полученных сотрудниками ИнБЮМ [6] и Смирновой А. И. в 1958 г. [15].

Прослеживается тенденция снижения значений солености морской воды в узкой прибрежной зоне и на поверхности, и на глубине. При сильных восточ-

ных ветрах и затоке азовоморских вод соленость падает еще ниже. Так в апреле и июне 2005 г., июле 2006 г. наблюдалось понижение солености воды в акватории заповедника до 16,9-16,7 ‰ [6]. Следовательно и увеличение содержания органических веществ (ОВ) в море за последние годы в основном определяется качеством местных стоков.

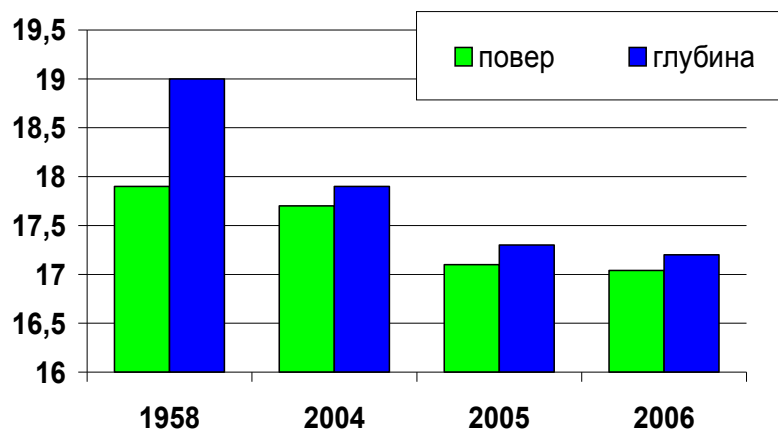


Рисунок 3. Сравнение среднегодовых значений солености в узкой прибрежной зоне Карадагского заповедника

Поступающие в акваторию ОВ не перерабатываются в полной мере прибрежной биотой из-за резкого падения количества основного биофильтра – мидии, уничтоженной рапанами. Охранный режим превратил воды заповедника в инкубатор рапан.

Упомянутые процессы приобретают для узкой прибрежной зоны Карадагского природного заповедника характер экологической катастрофы.

Из данных, представленных на рис. 4, видно, что последние три года среднегодовые значения окисляемости воды по всей акватории заповедника превышают ПДК = 4 мг О/л. В 2007 г. эти показатели в заповеднике оказались несколько ниже, чем в 2006 г. только у Сердоликовой бухты.

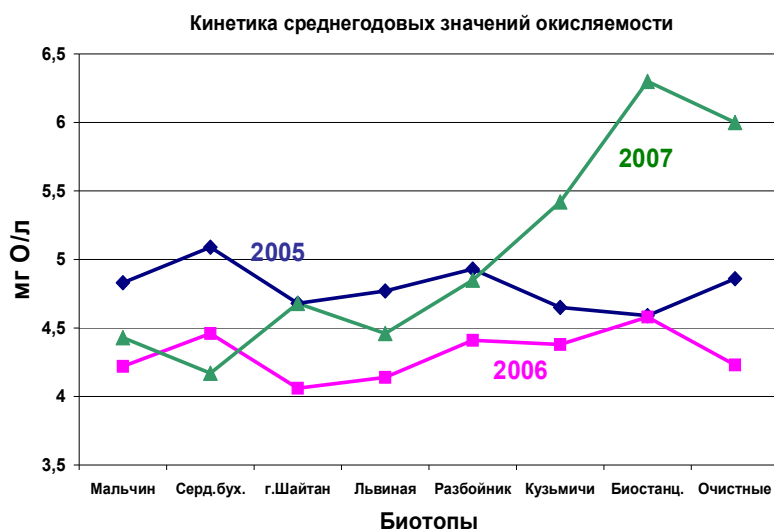


Рисунок 4. Изменение перманганатной окисляемости морской воды в районе Карадага

брежного противотечения. Оно несет в заповедник со стороны пос. Курортные грязные воды р. Отузка и недостаточно очищенные стоки очистных сооружений. В 2007 г. в поселке введено в строй еще несколько новых гостиных, а канализационные стоки пос. Щебетовка регулярно попадали в Отузку из переливающегося накопителя. Величины окисляемости, а значит содержание ОВ, значи-

несколько ниже, чем в 2006 г. только у Сердоликовой бухты. Для остальных биотопов значения окисляемости гораздо выше (до 2 ПДК) в районе б. Очистных. Значительное увеличение содержания ОВ в воде связано, вероятно, с ветрами западных направлений, сгонявших воду в охраняемую акваторию при отборе проб, или наличием при-

тельно превышают данные за 2003 г., когда состояние воды в заповеднике характеризовалось значениями между ПДК (4 мг О/л) и значениями, характерными для чистых районов моря.

Наиболее распространенным проявлением антропогенного воздействия на экосистемы Черного моря является усиливающиеся бактериальное загрязнение его прибрежных вод.

На рис. 5, где приведены результаты анализа бактериального содержания в акватории, четко видно, что по сравнению с 2006 г. среднегодовые значения содержания в воде гетеротрофных бактерий в 2007 г. несколько ниже в районе

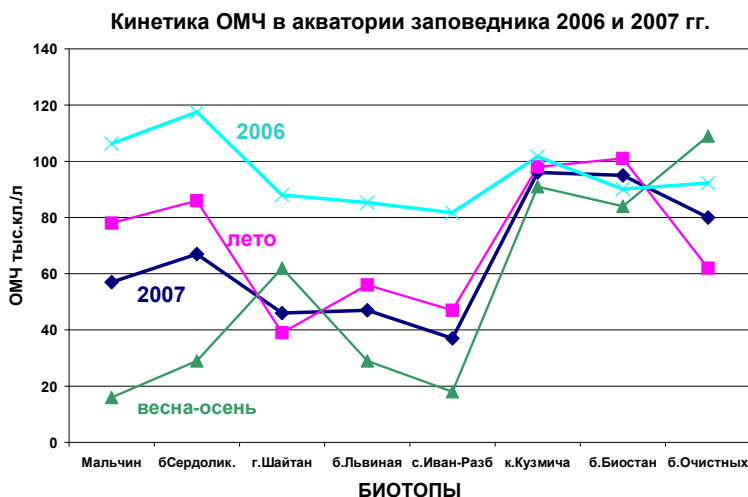


Рисунок 5. ОМЧ при культивировании воды на среде КМАФАМ при 37 °С

микробов, поэтому общее количество бактерий в воде значительно выше. Причем летом при высоких температурах моря анализ воды при 37 °С дает значительное количество микроколоний, что почти в два раза увеличивает ОМЧ. Весной-осенью эти значения были несколько ниже. Активно развиваясь, бактерии поглощают растворенное органическое вещество морской воды, но чрезмерное их количество может вызывать заболевания гидробионтов. В дальнейшем массовая гибель и разложение последних определяют значительное снижение прозрачности. В конце августа 2006 г. низкая прозрачность воды наблюдалась по всей акватории. Вода была наполнена белыми тяжами, крупинками, имела молочно-голубой оттенок и видимость не более 5 м. На подводных снимках у Золотых ворот и на месте установки подводных рифов в Коктебельской бухте были хорошо видны белые полупрозрачные образования, создающие мутность по всему объему воды (биологический снег).

В 2007 г. с помощью диска Секки мы проводили регулярные измерения прозрачности. Оказалось, что у границ заповедника прозрачность была ниже и уменьшалась с увеличением температуры воды до 4,5-5,5 м. Максимальные значения прозрачности в центре заповедника не превышали 12 м.

Полученные в 2006-2007 гг. гидрохимические, микробиологические данные свидетельствуют о продолжающемся ухудшении экологического состояния акватории КаПриз НАНУ, вызванном, с одной стороны, увеличивающимся потоком трансформированных хозяйственных вод от поселков Курортное и Коктебель и ростом количества бактерий в воде, а с другой – уменьшением объема

м. Мальчин-ск. Ивана Разбойника. Вероятно сгон воды с запада приносил в эти биотопы более чистые воды из заповедника, потому что анализ воды у коктебельских пляжей давал высокие значения ОМЧ (до 300 тыс. кл./л). Почти по всей акватории в теплое время года, а особенно у границ заповедника, величины ОМЧ превышали ПДК (100 тыс. кл./л). Гетеротрофная фракция, как известно, составляет только часть морских

фильтрующих моллюсков, в первую очередь мидий, съедаемых аномально размножившейся рапаной. Детальное визуальное изучение состояния популяций мидии в акватории заповедника с использованием легкой водолазной техники (аквалангов) и фиксирование всех наблюдений на фотокамеру позволило впервые реально оценить значимость произошедшей за последние годы негативной трансформации биоразнообразия флоры и фауны узкой прибрежной зоны моря.

Из всех биотопов мидии сохранились только на скалах Золотые ворота [7] и Иван Разбойник. В воде, насыщенной органическими веществами, мидии подвержены сильному обрастанию красными водорослями, мшанками, гидроидами, сверлящей губкой клеоной и домиками рачка баянуса. Из 95 мидий со скалы Золотые ворота были свободны от обрастания только 10 %. Мидии с заброшенных плантаций (культивировали в 1993-1997 гг.) в 1,2 км от берега при тех же размерных характеристиках имеют чистую поверхность, менее 20 % были кое-где покрыты раковинами баянуса – *Balanus improvisus*. Такое различие в состоянии мидий подтверждает, что именно узкая прибрежная зона акватории заповедника испытывает наибольший антропогенный прессинг.

Более подробный анализ состояния популяции мидий был выполнен на скале Золотые ворота. Был сделан общий соскоб с площади около 0,5 м² на глубине 30-50 см, где еще остались сплошные поселения мидий и произведен подсчет численности и морфометрия моллюсков. Оказалось, что половину численности составляют митилястры – 98 шт., притом, что их масса была 38 г, против 1257 г массы 95 мидий, т. е. даже в местах плотного поселения мидий моллюск митилястр по численности составляет 50 %.

Таким образом, анализ материала позволяет сделать вывод, что основной негативный вклад в трансформацию экосистем заповедника вносят антропогенные факторы: органическая и бактериальная загрязненность сточных вод, переносимых в акваторию прибрежными течениями, и занесенный с балластными водами хищный моллюск рапана. Снижение солености, которое может способствовать росту бактерий, тоже в большей степени определяется возросшим объемом сточных вод и, только частично, увеличением количества осадков и влиянием азовоморских затоков.

Уменьшение количества мидии и глубины их обитания определяют цепочку негативных процессов в море, так как мидия очищает воду и делает ее прозрачней. З. А. Виноградова [2] установила, что мидии очищают воду в 2 раза быстрее, чем устрицы и морской гребешок, ныне полностью утраченные. В. Е. Заика [4] в своих работах показал, что слои (2-4 м) повышенной прозрачности воды возникают над мидийными банками и исчезают во время замора. Иловая мидия с глубин 30-40 м эффективно очищает воду, но не может преодолеть границу термоклина.

Для решения экологических проблем прибрежной зоны моря, сохранения его рекреационного потенциала, необходимо срочно разрабатывать биотехнологические методы восстановления популяции скальной мидии на естественных и искусственных поверхностях, сокращать до минимума объем сточных вод, поступающих в море.

Литература

1. **Багнюкова Т. В.** Ихтиопланктон акватории Карадагского природного заповедника (Черное море) // Заповідна справа в Україні. – 1995. – Т. 1. – С. 57-63.

2. **Виноградова З. А.** Материалы по биологии моллюсков Черного моря // Труды Карадагской биологической станции, 1950. – Вып. 9. – С. 100-159.
3. **Загородняя Ю. А., Павловская Т. П., Морякова В. К.** Видовое разнообразие и сезонная динамика зоопланктона в прибрежной акватории Карадагского природного заповедника // Сб. науч. трудов, посвященный 90-летию Карадагской научной станции и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины: КАРАДАГ: гидробиологические исследования. – Кн. 2. – Симферополь: СОНАТ, 2004. – С. 104-120.
4. **Заика В. Е.** Особенности фильтрации мидии в опытах с «двухслойной водой» и влияние сезонного термоклина на мидийные поселения в Черном море // Морской экологический журнал. – 2007. – Т. VI. – № 2. – С. 39-43.
5. **Киселева Г. А., Гаджиева В. В., Кулик А. С.** Макрозообентос зарослей водорослей прибрежной зоны Карадагского природного заповедника в 2001-2004 гг. // Летопись природы Карадага 2004 г. – Т. XXI. – Симферополь: СОНАТ, 2006. – С. 143-166.
6. **Ковригина Н. П., Бобко Н. И., Трощенко О. С., Щуров С. В., Родионова Н. Ю.** Отчет гидролого-гидрохимической группы ИнБЮМ за 2006 г. по результатам исследований прибрежной зоны Карадагского заповедника // Летопись природы Карадага 2006 г. – Т. XXIII. – Симферополь: СОНАТ, 2006. – С. 14-18.
7. **Кондратьева Т. П., Дикий Е. А., Глибина Н. А., Марченко В. С., Смирнова Ю. Д., Кондратьева Е. Н.** Состояние мидийных поселений в 2002 г. на скале Золотые ворота // Летопись природы Карадага 2002 г. – Т. XIX. – Симферополь: СОНАТ, 2005. – С. 14-16.
8. **Костенко Н. С.** Экологическое состояние акватории Карадагского заповедника // Заповідна справа в Україні. – 1995. – Т. 1. – С. 72-79.
9. **Кустенко Н. Г., Давидович О. И.** Диатомовый комплекс фитопланктона // Летопись природы Карадага 1998 г. – Т. XV. – Симферополь: СОНАТ, 2001. – С. 36-42.
10. **Морозова А. Л., Смирнова Ю. Д.** Трансформация природных экосистем прибрежных вод Карадагского заповедника // II Межд. конф.: Современные проблемы экологии Азово-Черноморского бассейна, Керчь 26-27 июня 2006 г. – Керчь: ЮгНИРО, 2006. – С. 17-24.
11. **Павлова Е. В., Мурина В. В.** О современном состоянии меропланктона в акватории Карадагского природного заповедника // Системы контроля окружающей среды. Средства и мониторинг. – Севастополь, 2004. – Вып. 2. – С. 246-250.
12. **Панов Б. Н., Спиридонова Е. О.** Особенности гидрометеорологических условий Керченского региона (1992-2002 гг.) // II Межд. конф.: Современные проблемы экологии Азово-Черноморского бассейна, Керчь 26-27 июня 2006 г. – Керчь: ЮгНИРО, 2006. – С. 46-52.
13. **Ревков Н. К., Болтачева Н. А., Николаенко Т. В., Колесникова Е. А., Безвусшко А. И.** Зообентос района Карадага // Летопись природы Карадага 1999 г. – Т. XVI. – Симферополь: СОНАТ, 2001. – С. 65-70.
14. **Синегуб И. А.** Макрофауна зоны верхней сублиторали скал в Черном море у Карадага // Сб. науч. трудов, посвященный 90-летию Карадагской научной станции и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины: КАРАДАГ: гидробиологические исследования. – Кн. 2. – Симферополь: СОНАТ, 2004. – С. 121-132.

15. **Смирнова А. И.** Материалы к гидрохимической характеристике Черного моря в районе Карадага // Труды Карадагской биологической станции, 1960. – Вып. 16.
16. **Смирнова Ю. Д., Глибина Н. А., Кондратьева Е. Н., Ковригина Н. П.** Гидрохимический и гидробиологический мониторинг узкой прибрежной зоны акватории Карадагского природного заповедника в 2006 году // Летопись природы Карадага 2006 г. – Т. XXIII. – Симферополь: СОНАТ, 2006. – С. 40-50.

РАЗВИТИЕ ОБОЛОЧНИКОВ В НЕКОТОРЫХ РАЙОНАХ КРЫМСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ

Л. Б. Далёкая
ИнБИОМ

В настоящее время все большее внимание привлекают обрастатели, перспективные с позиций получения пищевого, кормового сырья и биологически активных веществ (БАВ) [6, 1]. Среди массовых видов обрастания интерес, с этой точки зрения, имеют оболочники *Botryllus schlosseri* и *Molgula euprocta*.

Для выявления оптимальных сроков культивирования с целью получения максимальной биомассы гидробионтов в конкретном районе моря необходимо детальное изучение особенностей оседания, закономерностей роста организмов в связи с началом и продолжительностью экспонирования субстрата, а также многолетними флуктуациями численности.

В качестве субстратов использовали стеклянные пластины, традиционно применяемые при изучении динамики оседания и развития прикрепленных организмов, а также коллекторные носители, используемые при культивировании мидий.

Динамику оседания организмов изучали на субстратах короткой экспозиции: 10 и 30 суток. В сообществах многомесячного возраста изучали закономерности формирования доминирующих поселений.

Многолетние наблюдения за особенностями колонизации поверхностей обрастателями (пластины 10-, 30-суточной экспозиции) позволили выявить присутствие различных видов в определенные периоды года. Личинки *Botryllus schlosseri* развиваются на стеклянных пластинах практически круглый год (табл. 1).

Таблица 1. Средняя численность (lg экз./м²) *Botryllus schlosseri* на пластинах, экспонируемых в течение 10 и 30 суток в кутовой части бухты в 1979-1985 гг.

Экспозиция пластин	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
10 суток	-	-	0,6	1,2	3,1	4,4	4,5	4,2	4,4	3,7	1,8	1,5
30 суток	-	0,01	0,01	1,13	2,66	3,29	3,08	3,14	2,16	2,19	1,86	0,14

Единичные экземпляры оболочников появляются на пластинах ранней весной, а массовое оседание наблюдается в июне-июле и продолжается до октября. Численность снижается к концу года до минимальных значений.

На образцах 30-суточной экспозиции наблюдается сходная тенденция оседания и развития *Botryllus schlosseri*. На пластинах более длительной экспозиции незначительное количество ботриллюсов обнаружено даже в феврале. На протяжении всего периода развития оболочников на этих субстратах развивается меньшее количество колоний из-за массового присутствия других видов (*Obelia loveni*, *Lepralia pallasiana*), которые не успевают в такой мере освоить пластины за 10 суток. Колонии *Botryllus schlosseri* на образцах 10-суточной экспозиции представлены, как правило, оседающими личинками или состоят из

незначительного количества зооидов. В течение месяца осевшие экземпляры при благоприятном температурном режиме в летние месяцы развиваются в колонии из множества зооидов.

Наблюдения за динамикой оседания массовых в обрастании видов позволили выявить воспроизведение одного и того же состояния сообществ в определенном пространственно-временном диапазоне, что является проявлением внешнего ритма в развитии организмов. Непременное повторение определенного состояния сообществ в течение ряда лет включает в себя различия границ, амплитуды процесса под воздействием конкретных условий среды.

Многолетние флуктуации численности оболочников *B. schlosseri* на образцах 30-суточной экспозиции, установленных в кутовой части бухты (1979-1985 гг.), представлены в табл. 2.

Таблица 2. Диапазон значений численности (\lg экз./40 см²) *B. schlosseri* на образцах 30-ти суточной экспозиции, установленных в кутовой части бухты (1979-1985 гг.)

Месяцы									
II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
-0,06	-0,06	0,1-1,3	0,9-3,1	2,6-3,3	2,1-3,5	2,0-3,4	2,1-3,6	1,0-3,1	0,1-1,9

На образцах 30-суточной экспозиции оболочники обнаружены с февраля по ноябрь. В декабре-январе оседание *B. schlosseri*, как правило, не наблюдается. В феврале и марте разброс значений численности незначительный. У ботриллюсов процесс оседания продолжительный с максимальными значениями численности в летние месяцы. В этот период наблюдается минимальный разброс значений, т. к. быстро происходит заселение всей поверхности пластин, и различия обусловлены разрастанием отдельных колоний или оголением части поверхности в результате отрыва некоторых оболочников.

Таким образом, выявленная приверженность массовых видов обрастания к оседанию в определенный период года подвержена флуктуациям в течение ряда лет. Колебания численности гидробионтов обусловлены, с одной стороны, концентрацией в планктоне потенциальных обрастателей под воздействием меняющейся абиотической среды в течение года, а с другой – особенностями роста организмов.

Динамика оседания видов определяет особенности колонизации субстрата в течение года [2], а направленные изменения в ценозе, связанные с динамикой оседания видов обуславливают смену доминирующих популяций в многомесячном обрастании [3, 4]. При этом различия доминирующих стадий под воздействием изменений абиотической среды в течение ряда лет не искажают общей направленности процесса. В сообществах многомесячного обрастания в кутовой части бухты на субстратах, установленных, например в **январе** (1979-1986 гг.), *B. schlosseri* выявлен в течение ряда лет с мая по декабрь. Диапазон значений численности оболочников варьирует в течение года и часто составляет значительную величину (табл. 3).

Многолетние наблюдения позволили выявить диапазон численности вида для каждого календарного месяца. Процесс развития ботриллюсов в многоме-

Таблица 3. Диапазон значений численности *B. schlosseri* (lg экз./40 см²) на субстратах многомесячного обрастания, установленных в январе (1979-1986 гг.) в кутовой части бухты

Месяцы							
V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
0,1-3,1	2,2-4,1	2,3-4,9	2,2-3,9	1,1-2,8	- -3,1	- -2,9	- -3,0

сячном обрастании продолжительный с максимальными значениями численности в летние месяцы. В мае различия численности оболочников достигаются за счет смещения пика оседания в течение ряда лет. В летний период наблюдается разброс значений, т. к. происходит заселение всей используемой поверхности, и различия обусловлены разрастанием отдельных колоний или оголением части субстрата в результате отрыва некоторых оболочников. В октябре, ноябре и декабре этот вид обнаружен, как правило, в качестве эпибионта на створках мидий, которые в этот период изолируют субстрат, доминируя по численности и биомассе. В этот период наблюдается максимальный разброс значений численности в течение ряда лет.

Локальные условия развития обрастания определяют структурные особенности сообществ [5, 7, 8 и др.].

Синхронные наблюдения за динамикой оседания оболочников в разных районах моря позволили выявить различия в закономерностях формирования сообществ обрастания (табл. 4).

Таблица 4. Динамика численности (lg экз./40 см²) *B. schlosseri* на образцах 30-суточной экспозиции в кутовой и устьевой части бухты (1987 г.)

Район	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Кутовая часть	-	-	-	-	1,9	1,7	2,6	3,8	2,3	2,2	-	-
Устьевая часть	-	-	-	-	-	-	0,7	1,2	2,0	1,8	1,6	1,9

На пластинах 30-суточной экспозиции в кутовой части бухты оболочники появляются в мае. Гораздо меньшее количество личинок оседает в устьевой части бухты спустя два месяца, т. е. в июле. Значения численности *B. schlosseri* в этом районе на протяжении всего периода развития существенно ниже, хотя оседание продолжается до декабря. В кутовой части бухты в ноябре и декабре оболочники не обнаружены. Максимальные значения численности в кутовой части бухты наблюдаются в августе, а устьевой – в сентябре. Значения численности, близкие к максимальным, отмечены здесь в октябре-декабре. В кутовой части бухты высокие значения численности имеют место в течение всего периода развития с резким пиком в августе. Различие максимальных значений составляет lg 1,8 экз./40 см². Продолжительность развития *B. schlosseri* в двух районах составляет 6 месяцев и происходит с мая по октябрь в кутовой части бухты и с июля по декабрь – в устьевой.

Смещение сроков массового развития гидробионтов и количественные различия в оседании обуславливают особенности доминирования видов во много-

месячном обрастании в двух районах. Рассматривали закономерности формирования сообществ при одновременной установке субстратов в **январе** (табл. 5).

Таблица 5. Динамика численности (\lg экз./40 см²) *B. schlosseri* на образцах многомесячной экспозиции в кутовой и устьевой части бухты (установка пластин в январе) (1987 г.)

Район	Месяцы											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Кутовая часть	-	-	-	-	-	3,1	3,3	3,9	1,2	2,3	-	-
Устьевая часть	-	-	-	-	2,1	2,6	2,3	2,1	1,9	2,2	2,1	-

На образцах многомесячной экспозиции в кутовой части бухты доминирование оболочников происходит с июля по октябрь. В устьевой части развитие ботриллюса начинается на 1 месяц раньше и заканчивается на 1 месяц позже. В кутовой части бухты наблюдается волнообразный рост численности *B. schlosseri* с максимальными значениями в августе. В сентябре происходит существенное уменьшение присутствия вида за счет разрастания мезоглеи и отрыва колоний под собственной тяжестью. В октябре увеличение численности связано с развитием оболочников в качестве эпибионтов на створках мидий. В устьевой части бухты значения численности ботриллюса практически весь период значительно ниже. Уменьшение численности здесь также наблюдается в сентябре. Различия между максимальными в июне и минимальными значениями составляет только $\lg 0,7$ экз./40 см². В кутовой части эта величина равняется $\lg 2,7$ экз./40 см².

Таким образом, для двух районов Севастопольской бухты выявлены различия не только в динамике оседания массовых видов обрастания, но также в количественных и временных характеристиках присутствия их в обрастании разного возраста, что оказывается чрезвычайно важным при культивировании с целью получения максимальной биомассы в оптимальные сроки.

В районах промышленного культивирования мидий (Каламитский залив, бухта Ласпи, район мыса Тарханкут) и кутовой части Севастопольской бухты сравнивали обрастание коллекторов, установка которых была проведена в **мае** 1990 г.

В условиях **Севастопольской бухты** прослежено последовательное доминирование ботриллюсов, одиночных асцидий и мидий. В качестве сопутствующих видов отмечено присутствие балянусов, мшанок, полихет, единичных экземпляров кардиумов, гидроидов и других видов.

Первый этап колонизации субстратов в этом районе определяют ботриллюсы. Оболочники, быстро разрастаясь, полностью застилают субстрат. Через 2 месяца длина свешивающихся с пластин языкообразных выростов колоний достигает 15-20 см, что изолирует поверхность и ограничивает оседание других гидробионтов. Поэтому, высокие значения численности сопутствующих видов характерны только для осевших одновременно с ботриллюсами колониальных организмов – мшанок за счет их роста в высоту. Балянусы, осевшие одновременно с ботриллюсами, быстро погибают, вероятно из-за неблагоприятных условий существования среди поселений оболочников, и только отдельные из них сохраняют жизнеспособность.

Обводнившаяся мезоглея колоний ботриллюсов способствует их утяжелению и отрыву от субстрата. В результате на смену доминирующей популяции ботриллюсов к августу развиваются поселения одиночных асцидий, функционирующих до середины сентября. В дальнейшем асцидии присутствуют на субстрате в незначительном количестве, и доминирование постепенно переходит к мидиям.

В районах промышленной постановки коллекторов с аналогичной точкой начала развития сообществ описанной смены доминирующих видов не выявлено. Более того, в ряде случаев ботриллюсы и одиночные асцидии не обнаружены здесь даже в качестве сопутствующих видов.

Установка субстратов в **Каламитском заливе** в мае способствует одновременному оседанию мидий, баянусов, кардиумов. В дальнейшем мидии вытесняют из обрастания этих гидробионтов. При длительной экспозиции коллекторов пустые домики баянусов частично остаются на субстрате, а створки кардиумов сохраняются в единичных экземплярах крайне редко. Развитие мидий способствует увеличению в сообществе количества бокоплавов, полихет, крабов.

Майская установка коллекторов в **районе мыса Тарханкут** обеспечивала доминирование мидий с первых этапов развития сообществ в течение всего периода наблюдений (16 месяцев).

Другим важным видом для культивирования является *Molgula euprocta*. Доминирующие поселения этого вида формируются в условиях кутовой части Севастопольской бухты (2007 г.) с июня по октябрь. На стеклянных пластинах и коллекторных носителях сырая биомасса достигает величин 25,5 г / 50 см² и более 1 кг на погонный метр коллектора. В бухте Казачья на аналогичных субстратах при их синхронной установке с первым районом данный вид не обнаружен.

Таким образом, при культивировании следует учитывать многолетние флуктуации численности и биомассы гидробионтов в конкретном районе. Наиболее перспективной среди исследованных районов для выращивания оболочников является кутовая часть Севастопольской бухты.

Литература

1. **Брайко В. Д., Бобкова А. Н., Добротина Г. А.** Метаболиты ботриллюсов и их функциональная роль в сообществах // Изв. АН СССР. – 1988. – Сер. биология. – № 1. – С. 29-35.
2. **Далекая Л. Б.** Роль макрообрастателей в колонизации субстрата // Тез. докл. IV межотраслевой н.-т. конф.: Защита судов от обрастания и коррозии. – Мурманск, 1989. – С. 135-137.
3. **Далекая Л. Б.** Особенности сукцессии сообществ обрастания на искусственных субстратах // Рыбное хозяйство Украины. – 2004. – № 7. – С. 182-188.
4. **Далекая Л. Б.** Особенности развития макрообрастания на искусственных субстратах в Севастопольской бухте // Рыбное хозяйство Украины. – 2005. – № 7. – С. 82-85.
5. **Далекая Л. Б.** Развитие сообществ обрастания в различных экологических условиях // Сб. мат. научно-практической конф.: Экологические проблемы Азово-Черноморского бассейна. – Керчь, 2005. – С. 18-24.
6. **Еремеев В. Н., Иванов В. Н.** Морская биотехнология // Экология моря. – 2001. – № 57. – С. 98-102.

7. **Протасов А. А.** Пресноводный перифитон. – Киев: Наукова думка, 1994. – С. 307.
8. **Протасов А. А., Синицына О. О.** О пространственной структуре перифитона // Гидробиологический журнал. – 1996. – Т. 32. – № 2. – С. 11-22.

РАЗРУШЕНИЕ БИОЦЕНОЗА *ASCIDIELLA ASPERSA* В РЕЗУЛЬТАТЕ ЗАИЛЕНИЯ КЕРЧЕНСКОГО ПРЕДПРОЛИВЬЯ ЧЕРНОГО МОРЯ

А. С. Терентьев

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

На акватории Керченского предпроливья располагаются шесть донных биоценозов – *Ascidiella aspersa*, *Chamelea gallina*, *Modiolus adriaticus*, *Modiolus phaseolinus*, *Mytilus galloprovincialis* и *Terebellides stroemi*. С биоценозом *Ascidiella aspersa* граничили *Chamelea gallina*, *Modiolus adriaticus* и *Mytilus galloprovincialis*. К началу 90-х годов 29 % акватории предпроливья оказались заиленными. Это негативно сказалось на большинстве расположенных здесь донных биоценозов, многие из которых оказались разрушенными. Не остался в стороне довольно редкий биоценоз *Ascidiella aspersa*. В результате заиления он был практически полностью уничтожен.

Материал и методика

В настоящей работе, использованы материалы ЮгНИРО, собранные в 5 экспедициях, проводившихся в 1986-90 гг. Бентосные пробы отбирались дночерпателями «Океан» на глубинах от 10 до 100 м. Таксономическая обработка осуществлялась по «Определителю фауны Черного и Азовского морей» [4]. Постоянство видов (С) рассчитывалось по формуле $C = p \cdot 100 / P$, где p – число проб, содержащих данный вид, P – общее количество проб. В зависимости от значения (С) выделялись следующие категории видов: более 50 % – постоянные, 25-50 % – добавочные, менее 25 % – редкие [6, 7]. Биоценозы выделялись по методу, предложенному В. П. Воробьевым [1]. Доминантным признавался вид, имеющий наибольшую биомассу. В течение всего периода исследований выполнено 340 станций на площади 5,3 тыс. км². При расчетах использовались средние показатели численности и биомассы. При оценке изменения соотношения численности видов до и после заиления использовался индекс полидоминантности Симпсона [по 3]. Сложность трофической структуры оценивалась с использованием индекса однообразия пищевой структуры [2, 5]. Все расчеты велись с точностью $p = 0,05$. Классификация грунтов проводилась по схеме, предложенной S. K. Eltringham [8].

Результаты и обсуждение

Биоценоз *A. aspersa* был отмечен только на небольшом участке между Керченским и Таманским полуостровами на глубине 20-25 м. Он располагался на илисто-песчаном грунте, содержащем большое количество раковин двустворчатых моллюсков. В 1986 г. его площадь составляла 5 % всей обследованной акватории (рис. 1).

В составе биоценоза отмечено 19 видов животных: 9 – двустворчатых моллюсков, 6 – полихет, по одному виду асцидий, брюхоногих моллюсков, ракообразных и губок. В видовом богатстве преобладали двустворчатые моллюски и полихеты (рис. 2).

Наиболее часто встречались: *Acanthocardia paucicostata*, *Ascidiella aspersa*, *Gouldia minima*, *Gouldia minima*, *Modiolus adriaticus*, *Modiolus phaseolinus*,



Рисунок 1. Биоценоз *A. aspersa* в Керченском предпроливье Черного моря.
Условные обозначения: 1 – биоценоз *A. aspersa*, 2 – вся обследованная акватория

Mytilaster lineatus, *Nephtys hombergii*, *Perinereis cultrifera*, *Pitar rudis*, *Polititapes aurea*, *Terebellides stroemi*, *Tritia reticulata* (табл. 1).

Таблица 1. Состав и средний уровень развития биоценоза *A. aspersa* в районе Керченского предпроливья

Вид	Средняя численность, экз./м ²	Средняя биомасса, г/м ²
Постоянные:		
<i>Acanthocardia paucicostata</i>	6,70± 1,30	6,70± 4,30
<i>Asciadiella aspersa</i>	28,00± 2,30	256,00±40,00
<i>Modiolus adriaticus</i>	37,00± 9,00	45,00±12,00
<i>Pitar rudis</i>	56,00±26,00	36,00±18,00
Сумма	128,00±28,00	344,00±46,00
Добавочные:		
<i>Gouldia minima</i>	15,00±11,00	3,20± 2,00
<i>Mytilaster lineatus</i>	2,70± 1,30	2,10± 1,20
<i>Nephtys hombergii</i>	10,70± 5,30	0,60± 0,35
<i>Perinereis cultrifera</i>	4,00± 2,30	4,00± 2,30
<i>Polititapes aurea</i>	12,00± 6,90	13,60± 8,10
<i>Terebellides stroemi</i>	4,00± 2,30	0,93± 0,58
<i>Tritia reticulata</i>	5,30± 3,50	6,40± 3,70
Сумма	54,00±15,00	27,40± 9,20
Редкие: <i>Abra ovata</i> , <i>Amphitrite gracilis</i> , <i>Chamelea gallina</i> , <i>Nereis longissima</i> , <i>Pectinaria koreni</i> , <i>Spisula triangulata</i> , <i>Spongia g. sp.</i> , <i>Synisoma capito</i>		
Сумма	13,00± 5,00	4,30± 2,30
Общая сумма	195,00±36,00	376,00±47,00

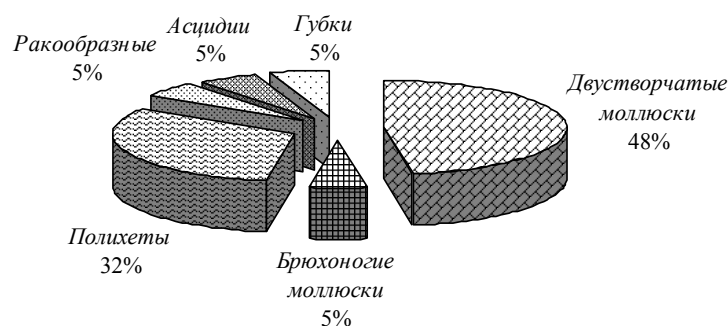


Рисунок 2. Видовое богатство биоценоза *A. aspersa* Керченского предпроливья Черного моря

приходилось 14 % численности и 68 % биомассы всего биоценоза.

Доминантом второго порядка были *P. rudis* и *M. adriaticus*. *A. paucicostata*, несмотря на высокую встречаемость, имела относительно низкую среднюю численность и биомассу.

По биомассе доминировали асцидии, представленные одним видом. По численности преобладали двустворчатые моллюски. Их численность равнялась 134 ± 36 экз./м², или 69 % всей численности биоценоза. Биомасса составляла 108 ± 16 г/м², т. е. была в 2,4 раза меньше, чем у асцидий. На долю полихет приходилось 12 % численности и 2 % биомассы биоценоза. Их численность равнялась $23,6 \pm 6,4$ экз./м², а биомасса – $7,1 \pm 1,1$ г/м². На долю брюхоногих моллюсков приходилось тоже около 2 % биомассы зообентоса. Доля их в общей численности равнялась 2,7 %. Численность и биомасса губок и ракообразных были очень низкими. Каждая из этих таксономических групп составляла менее 1 % всей численности и биомассы биоценоза.

В трофической структуре по всем показателям преобладали сестонофаги (табл. 2).

Сестонофаги были представлены: *A. paucicostata*, *A. aspersa*, *C. gallina*, *G. minima*, *M. adriaticus*, *M. lineatus*, *P. rudis*, *P. aurea*, *S. triangula*, *Spongia* g. sp. Их общая численность равнялась 162 ± 31 экз./м², биомасса – 364 ± 46 г/м². На втором месте по видовому богатству стояли виды, собирающие детрит с поверхности грунта, *A. ovata*, *A. gracilis*, *P. cultrifera*, *S. capito*, *T. stroemi*. Их числен-

Таблица 2. Трофическая структура биоценоза *A. aspersa* в Керченском предпроливье Черного моря

Трофическая группировка	Доля в %		
	видовое богатство	численность	биомасса
Сестонофаги	53	82,73	96,93
Собирающие детрит с поверхности грунта	26	7,56	0,92
Безвыборочные глотальщики верхнего слоя грунта	5	0,69	0,48
Плотоядные	11	8,34	1,46
Полифаги	5	0,68	0,21

На долю этих видов приходилось 58 % видового богатства, 93 % численности и 99 % биомассы зообентоса.

Доминантным видом являлась литофильная асцидия *A. aspersa*, селящаяся на раковинах живых и мертвых двустворчатых моллюсков. На долю этого вида при-

ность равнялась $12,9 \pm 3,3$ экз./м² при биомассе $6,5 \pm 2,4$ г/м². Плотоядных представляли *N. hombergii*, *T. reticulata*. Их численность и биомасса соответственно равнялись $16,0 \pm 6,4$ экз./м² и $7,0 \pm 3,7$ г/м². Безвыборочных глотальщиков верхнего слоя грунта представляла *P. koreni*, а полифагов *N. longissima*. Численность и биомасса этих трофических группировок была очень низкой.

В 1987 г. биоценоз был разрушен и в дальнейшем уже не встречался.

В разрушенном из-за заиления биоценозе *A. aspersa* был отмечен 21 вид животных. Наибольшим видовым богатством отличались двустворчатые моллюски (рис. 3).

Двустворчатых моллюсков было обнаружено 9 видов. Почти не уступали им

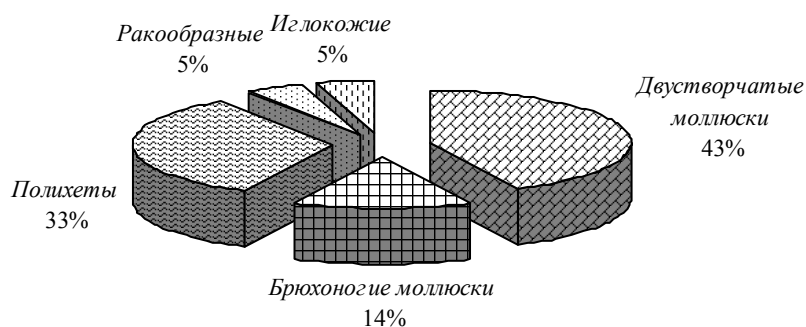


Рисунок 3. Видовое богатство разрушенного биоценоза *A. aspersa* Керченского предпроливья Черного моря

по видовому богатству полихеты – их было отмечено 7 видов, брюхоногих моллюсков – 3 вида, а также по одному виду было иглокожих и ракообразных.

В результате заиления общее видовое богатство зообентоса увеличилось в 1,2 раза. Добавилось два вида брюхоногих моллюсков – *Calyptraea chinensis* и *Gibbula albida*, двустворчатых моллюсков – *Mytilus galloprovincialis*, *Polititapes petalina* и *Spisula subtruncata*, полихеты – *Clymene patermitata* и *Nephtys cirrosa*, ракообразные – *Diogenes pugilator* (рис. 4). Кроме того, отмечалась змеехвостка *Amphiura stepanovi*. Ранее в биоценозе *A. aspersa* иглокожие не встречались.

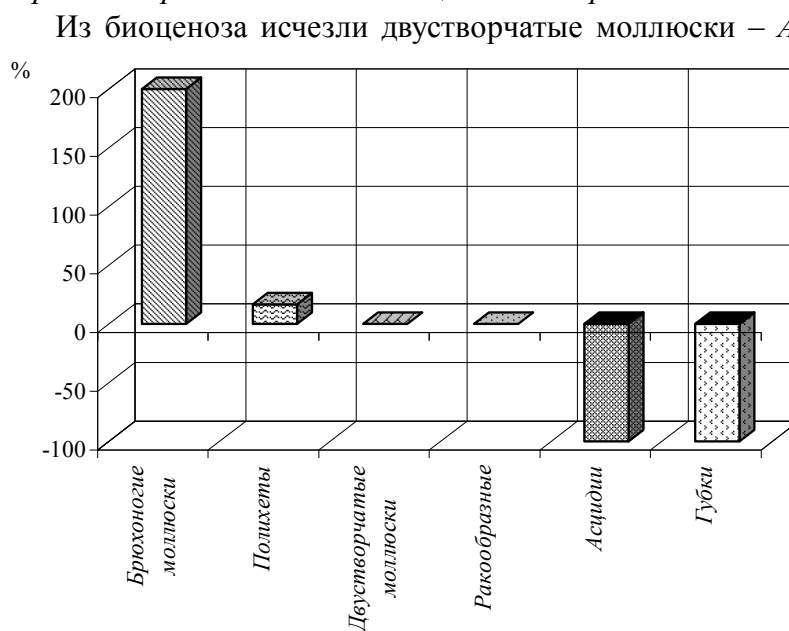


Рисунок 4. Динамика таксономического состава разрушенного в результате заиления биоценоза *A. aspersa* в районе Керченского предпроливья Черного моря

по видовому богатству полихеты – их было отмечено 7 видов, брюхоногих моллюсков – 3 вида, а также по одному виду было иглокожих и ракообразных.

В результате заиления общее видовое богатство зообентоса увеличилось в 1,2 раза. Добавилось два вида брюхоногих моллюсков – *Calyptraea chinensis* и *Gibbula albida*, двустворчатых моллюсков – *Mytilus galloprovincialis*, *Polititapes petalina* и *Spisula subtruncata*, полихеты – *Clymene patermitata* и *Nephtys cirrosa*, ракообразные – *Diogenes pugilator* (рис. 4). Кроме того, отмечалась змеехвостка *Amphiura stepanovi*. Ранее в биоценозе *A. aspersa* иглокожие не встречались.

Из биоценоза исчезли двустворчатые моллюски – *A. ovata*, *A. paucicostata*, *C. gallina*, *P. aurea* и *S. triangula*, полихета – *N. longissima*, из ракообразных – *S. capito*. Полностью исчезли асцидии и губки. Наиболее часто встречались *C. chinensis*, *M. adriaticus*, *P. rudis* и *T. stroemi* (табл. 3).

На долю постоянных видов приходилось 18 % видового богатства, 66 % численности и 60 % биомассы зообентоса.

Таблица 3. Состав и средний уровень развития разрушенного в результате заиления биоценоза *A. aspersa* в районе Керченского предпроливья

Вид	Средняя численность, экз./м ²	Средняя биомасса, г/м ²
Постоянные:		
<i>Calyptraea chinensis</i>	11,00± 5,90	0,460± 0,270
<i>Modiolus adriaticus</i>	47,00±36,00	61,000±44,000
<i>Pitar rudis</i>	43,00±26,00	11,100± 3,700
<i>Terebellides stroemi</i>	20,00±11,00	22,400± 4,800
Сумма	121,00±46,00	95,000±45,000
Добавочные:		
<i>Chamelea galina</i>	5,00± 3,70	4,300± 3,600
<i>Gouldia minima</i>	4,00± 2,80	0,980± 0,560
<i>Mytilaster lineatus</i>	9,00± 5,70	5,300± 3,400
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	3,00± 1,90	3,100± 2,400
<i>Nephtys cirrosa</i>	2,00± 1,10	0,140± 0,094
<i>Nephtys hombergii</i>	5,00± 3,00	0,270± 0,210
<i>Pectinaria koreni</i>	2,00± 1,20	0,510± 0,360
<i>Polititapes aurea</i>	6,00± 3,40	15,700± 9,200
<i>Spisula subtruncata</i>	7,00± 5,70	6,600± 5,300
Сумма	43,00±11,00	37,000±12,000
Редкие и очень редкие:		
<i>Amphitrite gracilis, Amphiuira stepanovi, Clymene patermitata, Diogenes pugilator, Gibbula albida, Perinereis cultrifera, Polititapes petalina, Tritia reticulata</i>		
Сумма	18,00± 5,50	25,900± 8,100
Общая сумма	182,00±64,00	157,900±55,000

По сравнению с исходным биоценозом количество постоянных видов осталось прежним, численность также осталась на прежнем уровне, но биомасса уменьшилась в 3,6 раза. Постоянными остались только *M. adriaticus* и *P. rudis*, а место *A. paucicostata* и *A. aspersa* заняли *C. chinensis* и *T. stroemi*.

Видовое богатство добавочных видов увеличилось в 1,3 раза: добавились: *C. galina*, *M. galloprovincialis*, *N. cirrosa*, *P. koreni* и *S. subtruncata*, редкими стали *P. cultrifera* и *T. reticulata*. Также в 1,3 раза увеличилась численность добавочных видов и в 1,4 – их биомасса. Численность редких и очень редких видов увеличилась в 1,4 раза, а биомасса в 6 раз.

В результате всего этого в структуре разрушенного биоценоза несколько изменилось соотношение постоянных, добавочных, редких и очень редких видов (рис. 5).

Незначительно повысилась роль добавочных видов и немного уменьшилась постоянных и редких. В численности зообентоса роль постоянных видов осталась неизменной, но несколько уменьшилась доля добавочных видов – с 28 до 24 %, а доля редких и очень редких видов выросла с 7 до 10 %. Несмотря на то, что доля постоянных видов в биомассе зообентоса уменьшилась с 92 до 60 %, они продолжают играть здесь ведущую роль. При этом доля добавочных видов выросла с 7 до 24 %, а редких и очень редких с 1 до 16 %.

В целом численность зообентоса почти не изменилась, но при этом наблюдалось довольно значительное уменьшение его биомассы – в 2,4 раза.

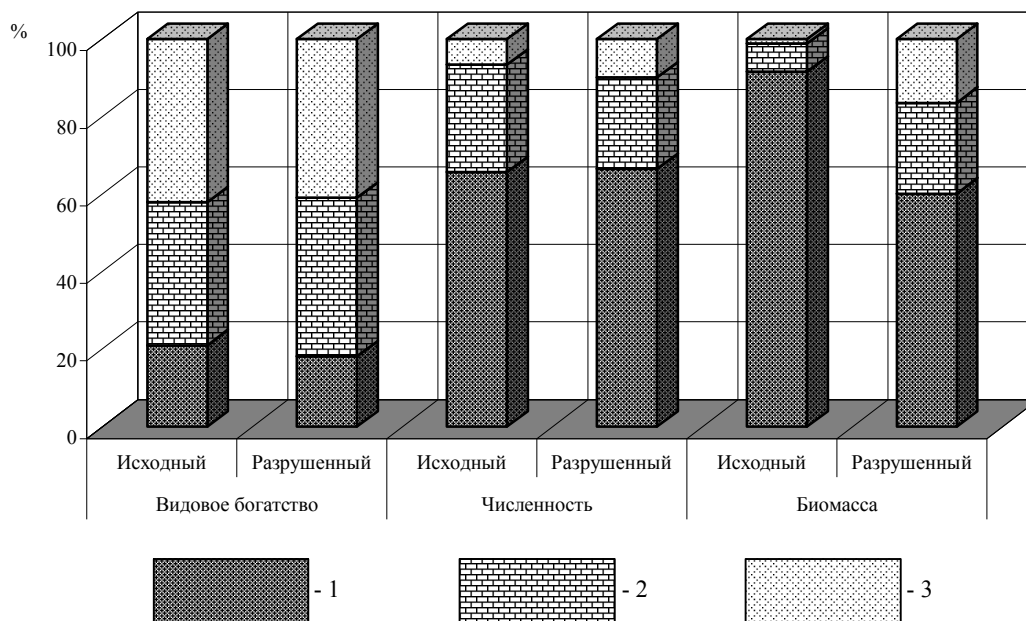


Рисунок 5. Изменение соотношения постоянных, добавочных, редких и очень редких видов зообентоса в структуре биоценоза *A. aspersa*, разрушенного в результате заиления.

Условные обозначения: 1 – постоянные, 2 – добавочные, 3 – редкие и очень редкие

Большинство массовых видов снизили свою численность, а *A. paucicostata* и *A. aspersa* полностью исчезли (рис. 6).

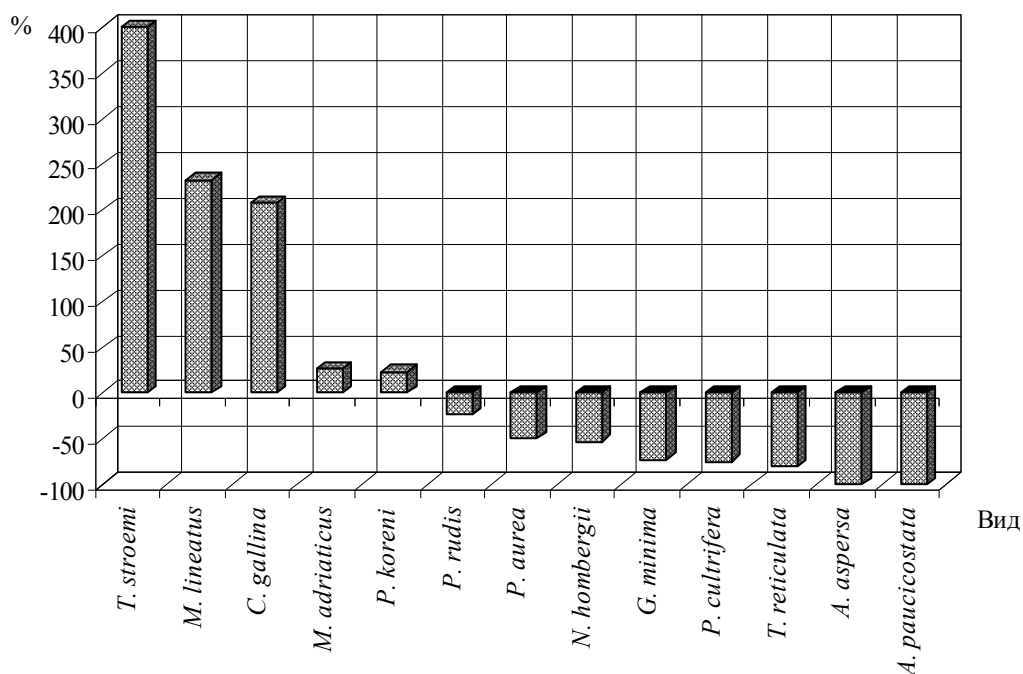


Рисунок 6. Динамика численности массовых видов зообентоса биоценоза *A. aspersa*, разрушенного в результате заиления

В меньшей мере этот процесс затронул *P. rudis*. Его численность снизилась на 23 %. Практически на половину уменьшилась численность *N. hombergii* и

P. aurea. У *G. minima* численность снизилась на 73 %, у *P. cultrifera* на 75 %, а у *T. reticulata* на 81 %. Однако у трети массовых видов зообентоса численность увеличилась: у *P. koreni* и *M. adriaticus* на 23 и 27 %. У *C. gallina* и *M. lineatus* она выросла у обоих видов в 3 раза. Больше всего увеличилась численность *T. stroemi* – в 25 раз. Похожая картина наблюдалась и при изменении биомассы массовых видов (рис. 7).

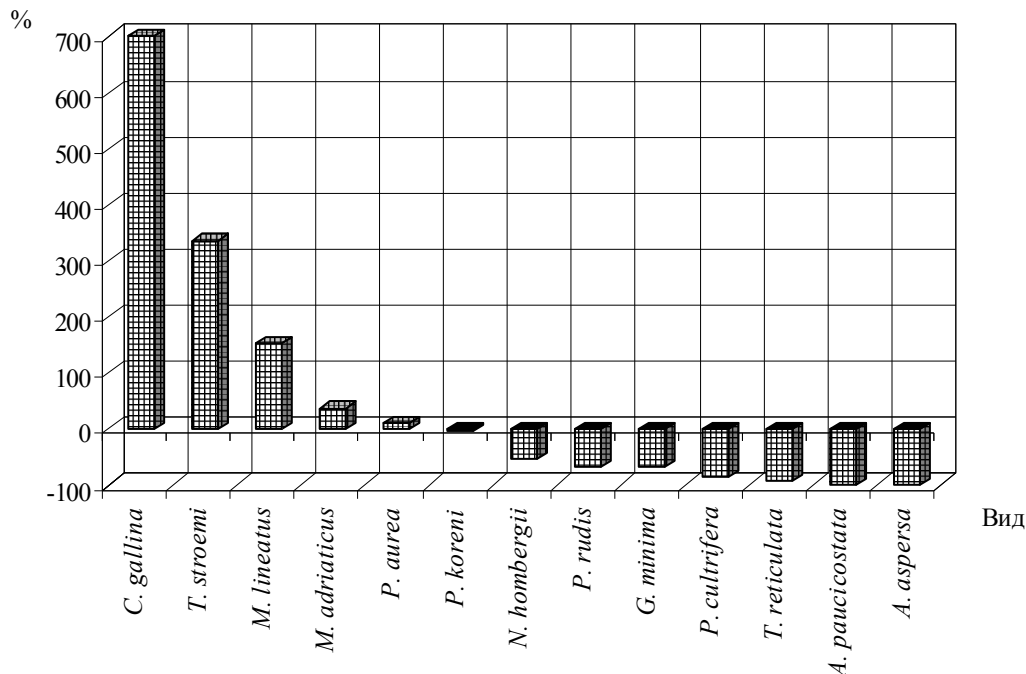


Рисунок 7. Динамика биомассы массовых видов зообентоса биоценоза *A. aspersa*, разрушенного в результате заиления

Биомасса *N. hombergii* снизилась наполовину, у *P. rudis* и *G. minima* – на 70 %. У *P. cultrifera* и *T. reticulata* на 87 % и 93 %. Биомасса *P. koreni* практически не изменилась. На 10 % выросла биомасса *P. aurea*, на 36 % – *M. adriaticus*. Биомасса *M. lineatus* выросла в 2,5 раза, а *T. stroemi* в 4,4 раза. Самое сильное увеличение биомассы наблюдалось у *C. gallina* – в 8 раз.

При разрушении биоценоза *A. aspersa* изменилось соотношение видов, но индекс полидоминантности Симпсона в целом изменился очень мало. В биоценозе *A. aspersa* он равнялся $6,40 \pm 0,02$, т. е. был незначительно ниже, чем в исходном биоценозе – $6,53 \pm 0,03$.

На месте разрушенного биоценоза *A. aspersa* образовались биоценоз *M. adriaticus* и сообщество *P. rudis*. При образовании биоценоза *M. adriaticus* видовое богатство слабо изменилось, но при этом численность зообентоса уменьшилась в 1,2 раза, биомасса в 3,8 раза. При образовании сообщества *P. rudis* видовое богатство уменьшилось в 2,7 раза, численность зообентоса в 5,4 раза, а его биомасса в 22 раза.

В трофической структуре по видовому богатству, численности и биомассе доминировали сестонофаги, хотя их роль в трофической структуре зообентоса несколько уменьшилась (табл. 4).

Видовое богатство сестонофагов уменьшилось на один вид. Вместо асцидий, губок и *A. paucicostata* появились *M. galloprovincialis* и *P. petalina*. Числен-

Таблица 4. Трофическая структура разрушенного биоценоза *A. aspersa* в Керченском предпроливье Черного моря

Трофическая группировка	Доля в %		
	видовое богатство	численность	биомасса
Сестонофаги	43	71,91	91,97
Собирающие детрит с поверхности грунта	24	19,66	3,95
Безвыборочные глотальщики верхнего слоя грунта	5	1,12	0,38
Безвыборочные глотальщики в толще грунта	5	0,56	0,42
Фитофаги	5	1,69	2,82
Плотоядные	14	4,49	0,64
Полифаги	5	0,56	0,13

ность этой трофической группировки сократилась в 1,3 раза, а биомасса в 3 раза. На втором месте стояли виды, собирающие детрит с поверхности грунта. Их видовое богатство осталось прежним. Биомасса также почти не изменилась, но численность выросла почти в 3 раза, и их значение в трофической структуре значительно увеличилось. Безвыборочные глотальщики верхнего слоя грунта по-прежнему были представлены *P. koreni*, численность и биомасса которой почти не изменились. По сравнению с исходным биоценозом добавилась новая трофическая группировка – безвыборочных глотальщиков в толще грунта, которую представляла *C. patermitata*. Роль ее в трофической структуре разрушенного биоценоза была незначительной. Появились также фитофаги, представленные *G. albida*. Их биомасса была сопоставима с биомассой видов, собирающих детрит с поверхности грунта. Однако они сильно уступали последним по численности и видовому богатству. К хищным видам добавился *N. girrosa*, но их общая численность снизилась в 2 раза, а биомасса – в 8 раз. В целом роль хищных видов в трофической структуре уменьшилась. В трофической группировке полифагов полихета *N. longissima* сменилась на рака отшельника *D. pugilator*. Но по-прежнему численность и биомасса этой трофической группировки оставались очень низкими, и большого значения в трофической структуре зообентоса она не имела. В процессе заиления биоценоза *A. aspersa* снижается индекс однообразия пищевой структуры. В исходном биоценозе основное положение как в численности, так и в биомассе занимали сестонофаги. В биоценозе *M. adriaticus* они продолжают доминировать, но их значимость в трофической структуре донного сообщества снижается. В то же время увеличивается роль видов, собирающих детрит с поверхности грунта. Интенсивнее этот процесс происходит с биомассой зообентоса. В результате индекс однообразия пищевой структуры снизился до 0,39 в численности и до 0,64 в биомассе. В сообществе *P. rudis* роль сестонофагов еще больше уменьшается. В то же время вместе с видами, собирающими детрит с поверхности грунта, повышается роль плотоядных. Общее количество трофических группировок снижается до трех. Индекс однообразия пищевой структуры снижается до минимума – в численности он теперь равен 0,17, а в биомассе 0,18. Трофическая структура в целом становится более однообразной и упрощенной по сравнению с исходным биоценозом.

Выводы

1. Биоценоз *A. aspersa* располагался в Керченском предпроливье Черного моря между Керченским и Таманским полуостровами. В 1987г. в результате заиления он был полностью разрушен.
2. На его месте образовались биоценоз *M. adriaticus* и сообщество *P. rudis*.
3. При образовании биоценоза *M. adriaticus* видовое богатство слабо изменилось, но при этом численность зообентоса уменьшилась в 1,2 раза, биомасса в 3,8 раза.
4. При образовании сообщества *P. rudis* видовое богатство уменьшилось в 2,7 раза, численность зообентоса в 5,4 раза, а его биомасса в 22 раза.
5. Из видового богатства полностью исчезли асцидии и губки.
6. В трофической структуре снижается роль сестонофагов. При этом возрастает роль детритофагов. Одновременно с этим в сообществе *P. rudis* значительно увеличилась доля плотоядных видов.

Литература

1. **Воробьев В. П.** Бентос Азовского моря. – Симферополь: Крымиздат, 1949. – 195 с.
2. **Несис К. Н.** Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов // Океанология. – 1965. – № 5. – Вып. 4. – С. 701-704.
3. **Песенко Ю. А.** Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
4. Определитель фауны Черного и Азовского морей. Т. 1, 2, 3. – Киев: Наукова думка, 1968; 1969; 1972. – 437 с.; – 536 с.; – 340 с.
5. **Черепанов В. В.** Несколько замечаний к работе К. Н. Несиса «Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов» // Океанология. – 1967. – № 7. – Вып. 3. – С. 536-538.
6. **Balogh J.** Lebensgemeinschaften der Landtiere. – Berlin, 1958. – 560 s.
7. **Bodenheimer F. S.** Precis d'ecologie animal. – Paris, 1955. – 315 p.
8. **Eltringham S. K.** Life in Mud and Sand. – London: The English Universites Press Ltd., 1971. – 218 p.

СОСТОЯНИЕ ЧЕРНОМОРСКОЙ ЭКОСИСТЕМЫ: ЭМПИРИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА, ВОЗМОЖНОСТИ ПРОГНОЗА

В. А. Брянцев, Л. В. Крискевич
ЮгНИРО

Введение

Состояние морской экосистемы оценивается по уровню биоразнообразия, по трофности, а в работах Г. Е. Михайловского и В. Д. Федорова [10, 14] дается еще ряд взаимосвязанных характеристик, включающий сложность, устойчивость, надежность, упругость и структуру. Маргалеф отмечает, что «Экосистемы можно изучать с точки зрения массы (биомассы) и потоков вещества и энергии. Такой подход традиционен при изучении урожаев и плодородия» [9]. Ройс [12] использует термин «урожай», имея в виду годовой съем человеком биомассы с единицы площади или бассейна. Эта характеристика наиболее приемлема для рыбохозяйственных исследований. Оценку экосистемы может представлять величина годового съема всех рыб, моллюсков и ракообразных. Такой съем дается в статистике ФАО по Черному морю наряду с уловами по каждому виду. Это общее изъятие биопродукта представлено на рис. 1.

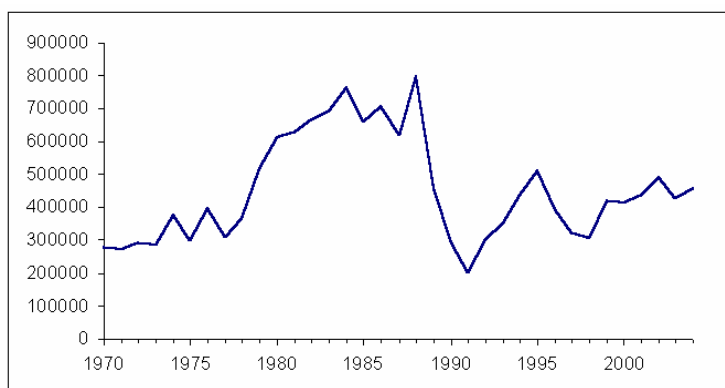


Рисунок 1. **Общее изъятие биопродукта
в Черном море (т)**

Данный показатель состояния черноморской экосистемы сопоставляется нами со значениями солнечной активности (W – числа Вольфа), скоростью вращения Земли (δ) и их сочетаниями как с факторами, определяющими межгодовые изменения атмосферной циркуляции, динамики и продуктивности Черного моря. Указанные факторы используются для получения

прогностических связей с годовой и более заблаговременностью, поскольку они могут экстраполироваться в отличие от рядов гидрометеорологических характеристик, не имеющих памяти в таком временном масштабе.

На рис. 1 видно, что после 1988 г. произошло существенное падение вылова, не встречающееся ранее. Оно обусловлено снижением добычи черноморского анчоуса, составляющего значительную долю в общем съеме, из-за элиминации его кормовой базы вселенцем – гребневиком мнемииопсисом, что установлено исследованиями всех мореведческих институтов. Восстановление обоих показателей началось после 1991 г., однако мы не можем определить точку, после которой изменения в экосистеме происходили независимо от этого влияния. Таким образом, мы вынуждены анализировать данные ряды лишь за период с 1970 по 1988 г.

В настоящей работе, кроме формального сопоставления рядов для получения прогностических возможностей, предполагается рассмотреть возможные предпосылки обнаруженных связей.

1. Материал и методика

Кроме принятого показателя состояния черноморской экосистемы (Уч), с целью практического прогноза и для выявления связей с гео- и гелиофизическими факторами и гидрометеорологическими характеристиками среды, рассматриваются некоторые составляющие общего годового улова, в частности вылов черноморского шпрота (Уш) и анчоуса Турцией (Уа) – наиболее массовых видов промысла. Из них первый вид, как явствует из статистики и вида кривой годовых уловов, не испытал стрессовых воздействий в 1989-1991 гг., подобных анчоусу, поэтому при анализе используется весь его ряд с 1970 по 2004 г.

В качестве независимых факторов внешних воздействий на экосистему взяты упомянутые показатели солнечной активности и скорости вращения Земли, а также их произведения – δW и $\delta W'$, где W' есть модуль аномалии W (отличия от среднего). Эта «пентаграмма», как показано в ряде наших предшествующих работ [3, 4, 5], оказалась очень эффективной при поиске прогностических предикторов для биотических и рыбопромысловых характеристик. Возможности многолетнего прогноза обеспечиваются экстраполированными значениями W и δ . Методика экстраполяции первого дана в работе [15], второго – основывается на определенной 70-летней периодичности с максимумом в середине 30-х годов [13]. Нами используются значения δ в условных величинах – от 1 при максимумах и до нуля – при минимумах.

В данной работе не обсуждаются гипотезы о влиянии солнечной активности на циркуляцию в атмосфере или, непосредственно, на живые объекты. Подобно Чижевскому [16], мы используем корреляционный анализ по принципу пробных воздействий на закрытую систему типа «Черного ящика», при котором «отклики» принимаются как признаки связей при ограничении значимости коэффициентов корреляции, равной 0,05. Аналогично используются показатели скорости вращения Земли и остальные показатели – производные от двух указанных.

Дополнительно применяются гидрометеорологические и гидробиологические характеристики для анализа системы передачи начального энергетического импульса от основных факторов к конечным промысловым показателям. В работе обозначены лишь те из них, с которыми выявлены значимые коэффициенты. Значения промежуточных параметров подробно описаны в наших работах [2, 4, 5]. К ним относятся: удельная биомасса фитопланктона ($\text{мг}/\text{м}^3$) в открытой восточной части Черного моря (Фв) и в пределах северо-западного шельфа (Фсз), полученные по данным сезонных съёмок ЮгНИРО, осредненных по району и за год. Указанные данные опубликованы в [7]; A_{00} – первый коэффициент разложения стандартного приземного барического поля в ряд по полиномам Чебышева, отражающего среднее атмосферное давление над акваторией Азово-Черноморского бассейна [6]; $A_i (A_{V_i})$ – суммарные аномалии в повторяемости атмосферных переносов – A_{ij} (i – месяц, j – тип переноса по 8-ми румбам и 9-й – маловетрие) [2]; Ps_6 – аномалии в повторяемости южного переноса в июне; T_6 – среднегодовая температура воды в порту Батуми, выражает тепловой фон Черного моря; T_0 – среднегодовая температура воды в порту Одесса, выражает тепловой фон года [1]; Q – годовой пресный сток в Черное море (км^3) [9].

2. Результаты и обсуждение

Результаты корреляционного анализа гео- и гелиофизических факторов и уловов представлены в табл. 1.

Таблица 1. **Корреляционная матрица гео- и гелиофизических факторов и уловов в Черном море (обозначения в тексте)**

	W	δ	W'	δW	$\delta W'$	Ps ₆
Уч Общий съём биопродукта		0,928 < 0,01		0,680 < 0,01	0,702 < 0,01	
Уш Вылов шпрота	0,574 < 0,01		0,452 < 0,01	0,478 < 0,01	0,398 < 0,05	0,493 < 0,01
Уа Вылов анчоуса Турцией		0,918 < 0,01		0,617 < 0,01	0,673 < 0,01	

Данные табл. 1 позволяют рассчитать прогностические уравнения регрессии (однако с небольшой обеспеченностью) и давать по ним ориентировочный прогноз общего черноморского съема и, что практически важнее, по отдельным видам промысла, с годовой заблаговременностью, используя экстраполированные значения солнечной активности и скорости вращения Земли.

С целью выявления механизма потока вещества и энергии в черноморской экосистеме предпринят корреляционный анализ тех же начальных факторов и вышеупомянутых гидрометеорологических и гидробиологических параметров (табл. 2).

Таблица 2. **Корреляционная матрица гео- и гелиофизических факторов и элементов системы передачи энергетического импульса (обозначения в тексте)**

	W	δ	W'	δW	$\delta W'$	A ₀₀
A ₀₀		0,344 0,03		0,364 < 0,05		
Q	0,467 < 0,01					-0,387 0,05
Av ₁	-0,317 < 0,05					
Tб						-0,356 0,05
Фв						0,416 < 0,05
Фсз			0,543 < 0,01	0,407 < 0,05	0,458 < 0,05	

Обсуждение физической сущности полученных формальных связей выполняется в логической последовательности, иллюстрируемой схемами на рис. 2.

В его верхней части (2 а) отражены результаты табл. 1. Здесь, среди предикторов помещен показатель аномальности южного переноса (Ps₆) в качестве начального звена причинно-следственной цепи от атмосферного воздействия до улова шпрота. На нижней половине рисунка (2 б) показаны результаты табл. 2.

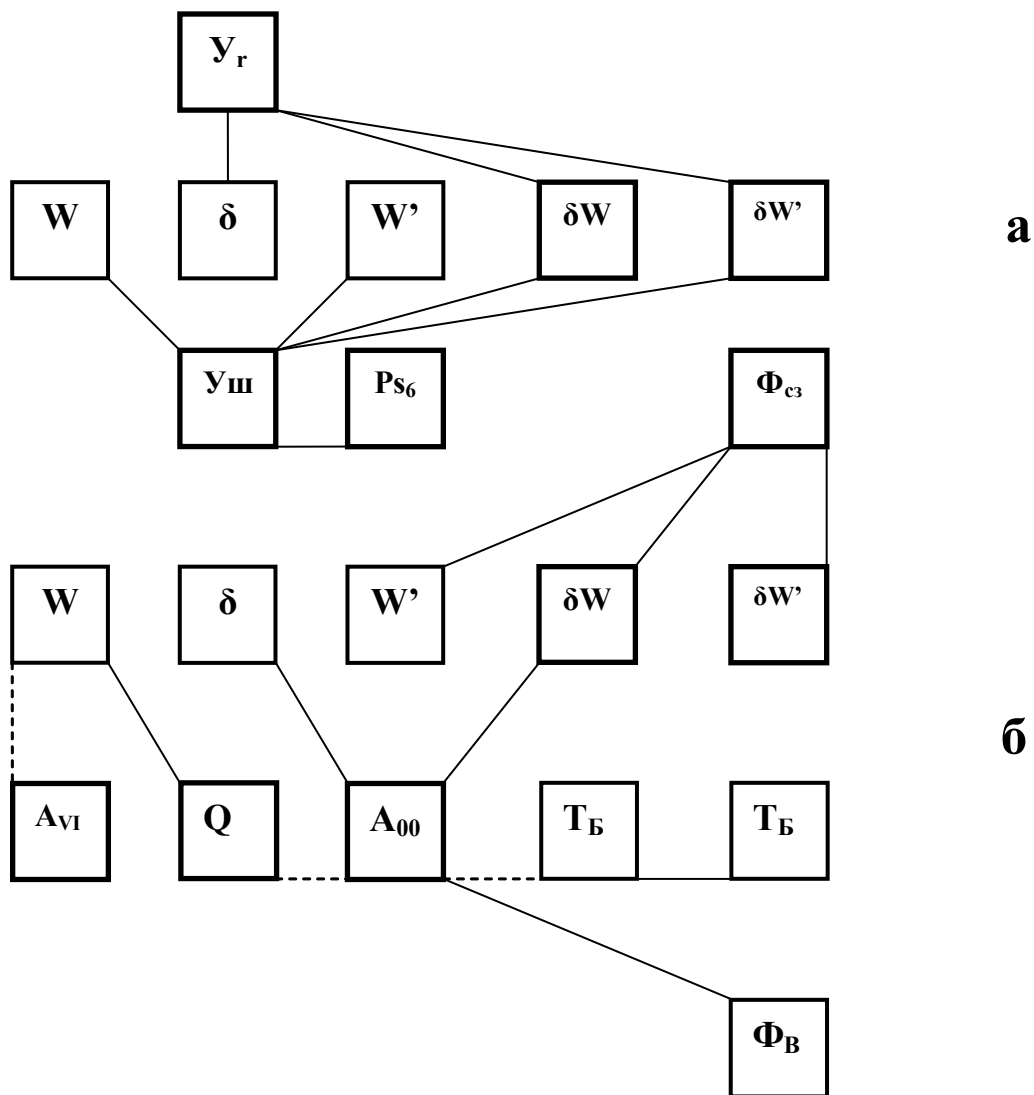


Рисунок 2. Система корреляционных связей: а) гео- и гелиофизических факторов с общим съемом биопrodukта Черного моря (состояние экосистемы, $Y_{ш}$) и выловом шпрота (Y_r); б) указанных факторов с рядом гидрометеорологических и гидробиологических характеристик (обозначения в тексте, пунктирные линии – обратные связи)

Видно, что индекс среднего атмосферного давления (A_{00}), отражающий особенности атмосферной циркуляции, является центральным звеном схемы. Он связан с общей тенденцией в изменении скорости вращения Земли и с солнечной активностью – косвенно через связь обеих характеристик с водностью года и прямо – с индексом, учитывающим совместное влияние двух начальных факторов (δ).

В работе [2] нами показана значимая связь удельной биомассы фитопланктона открытой части Черного моря (Φ_B) и его северо-западного шельфа (Φ_{c3}) с суммарными аномалиями в повторяемости атмосферных переносов в апреле и июне (A_{IV} и A_{VI}), что отражает влияние дополнительного притока биогенных солей во время весеннего паводка речных вод в апреле и их сброса в июне. При преобладании юго-западных и западных переносов эти воды в большей степени распространяются в пределы акватории шельфа, а не выносятся вдоль западных

берегов Черного моря за его пределы через пролив Босфор, что происходит при преобладании переносов противоположного, северо-восточного и северного направлений. В работе [4] также показано, что при высоком среднегодовом атмосферном давлении (A_{00}) преобладают именно такие направления, а с меридиональным переносом с юга данная характеристика связана обратно. Эта зависимость подтверждается и обратной связью A_{00} с тепловым фоном моря (T_b) и, косвенно, с тепловым фоном года (T_0), поскольку при северных переносах зимой происходит более интенсивное выхолаживание вод.

В схеме приток дополнительных биогенов косвенно выражается связью фитопланктона с гео- и гелиофизическими индексами, а июньской суммарной аномальности – с солнечной активностью. Этим можно объяснить связь июньской повторяемости южного переноса (Ps_6) с уловами шпрота, многолетний ряд которого наибольший (35 лет) и не «искажен» влиянием вселенца.

В наших предшествующих цитируемых работах указывается на значимость особенностей атмосферной циркуляции на систему циркуляции вод, на уровень зимней конвекции, на интенсивность апвеллинга и, в конечном счете, на приток биогенов и первичное продуцирование. Следовательно, допустимо предположить, что, кроме названных источников, более частый южный перенос в период летней стагнации обеспечивает их дополнительное поступление и обилие кормовой базы для нагуливающихся пелагических рыб.

Однако известно, что сама урожайность и выживание рассматриваемых видов рыб не синхронна с величинами уловов, а, следовательно, и с указанными факторами. Остается предположить, что функция связи урожайности, выживания и зависимых от них уловов, достаточно монотонна, чтобы дать значимую корреляцию без сдвигов во времени, если не происходит стрессового воздействия на экосистему. В любом случае, наличие значимых корреляционных связей нельзя отбросить как что-то случайное. И корреляции первых и последних звеньев сложного природного процесса методически может быть оправдана известным выражением Крамера: «Несмотря на неправильное поведение индивидуальных результатов, средние результаты достаточно длинной последовательности случайных экспериментов обнаруживают поразительную устойчивость» [8].

Заключение

Среди ряда существующих определений состояния морской экосистемы допустимо принять его в виде общего годового съема биопродукта или урожая по выражению Ройса. Принятая нами такая характеристика для экосистемы Черного моря оказывается значимо коррелируемой с показателями солнечной активности и скоростью вращения Земли, а также с их произведениями и с модулем аномалии первого фактора. Связь обнаруживается и с уловами отдельных видов пелагических рыб, в частности черноморского анчоуса и шпрота. Отсюда получают возможности многолетнего прогноза перечисленных характеристик, благодаря тому, что эти предикторы могут экстраполироваться.

Выявленные нами связи общего съема биопродукта в Черном море, уловов шпрота и анчоуса Турцией с перечисленными гео- и гелиофизическими характеристиками в значительной степени определяются особенностями атмосферной циркуляции, обуславливающими систему ветровых течений моря, интенсивность

зимней конвекции и апвеллинга в летнее время. Особая роль в притоке биогенов в летнее время принадлежит распространению речных вод, зависящих от южных атмосферных переносов.

Практические возможности прогноза уловов предлагаются на примере «наилучшего» ряда – ряда вылова шпрота. Последний коррелируется с четырьмя начальными факторами из пяти. Выбрав наивысший коэффициент, находим уравнение регрессии $U_{ш} = 0,25W + 8,6$,

Таблица 3. Прогноз уловов шпрота (тыс. т)

Годы	Аргумент, W	Улов (тыс. т)
2008	38	18,1
2009	60	23,6
2010	82	29,1

которое может быть использовано для прогноза уловов на период до 2010 г. с помощью экстраполированных значений предиктанта (табл. 3).

Литература

1. **Брянцев В. А.** Возможности сезонного прогноза теплового фона Черного моря // Экспресс-информация ЦНИИТЭИРХ. – М., 1977. – Вып. 8. – С. 1-5.
2. **Брянцев В. А.** Информция в форме суммарных аномалий атмосферной циркуляции и ее воздействие на экосистему Черного моря // Доповіді національної академії наук України. – 1996. – № 9. – С. 163-168.
3. **Брянцев В. А.** Ориентировочный прогноз успешности промысла криля в атлантической части Антарктики // Труды ЮгНИРО. – Керчь, 1998. – Т. 44. – С. 210-215.
4. **Брянцев В. А.** Внешние предпосылки многолетних изменений черноморской экосистемы // Рибе господарство України. – 2001. – № 6 (17). – С. 22-23.
5. **Брянцев В. А.** Новые индексы атмосферной циркуляции для оценки черноморской экосистемы // Рибе господарство України. – №7/2005. – С. 65-66.
6. **Брянцев В. А., Брянцева Ю. В.** Многолетние изменения в фитопланктоне глубоководной части Черного моря в связи с естественными и антропогенными факторами // Экология моря. – 1999. – Вып. 49. – С. 24-28.
7. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР / Под ред. Ф.И. Смирнова, А.И. Рябилина, Д. Е. Гершановича. – Т. 4. Черное море. – Вып. 2. – С.-П.: Гидрометеиздат, 1992. – 220 с.
8. **Крамер Г.** Математические методы статистики. – М.: Мир, 1975. – 648 с.
9. **Марголеф Р.** Облик биосферы. – М.: Наука, 1992. – 214 с.
10. **Михайловский Г. Е.** Прогнозирование результатов интродукции или элиминации биологических видов на основании изменения величины надежности соответствующих экосистем // В сб.: Человек и биосфера (под ред. В. Д. Федорова). – М.: МГИ, 1982. – Вып. 6. – С. 119-135.
11. **Николенко А. В., Решетников В. И.** Исследования многолетней изменчивости баланса пресных вод Черного моря // Водные ресурсы. – 1991. – № 1. – С. 20-28.
12. **Ройс В.** Введение в рыбохозяйственную науку. – М.: Пищевая промышленность, 1975. – 272 с.
13. **Сидоренков Н. С., Свиренко П. И.** Многолетние изменения атмосферной циркуляции и колебания климата в первом естественном синоптическом районе // В сб.: Долгопериодная изменчивость среды и некоторые вопросы рыбопромыслового прогнозирования. – М.: ВНИРО, 1989. – С. 59-71.

14. **Федоров В. Д.** К стратегии экологического прогноза // В сб.: Человек и биосфера (под ред. В. Д. Федорова). – М.: МГИ, 1983. – Вып. 8. – С. 4-30.
15. **Храмова М. Н., Красоткин С. А., Кононович Э. В.** Прогнозирование солнечной активности методом фазовых средних // Электр. журнал: Исследовано в России. 1169. [http://zhurnal.apo.ru/articles I2001I 107. pdf](http://zhurnal.apo.ru/articles/I2001I107.pdf).
16. **Чижевский А. Л.** Земное эхо солнечных бурь. – М.: Мысль, 1973. – 350 с.

ДИАГНОЗ КАЧЕСТВА ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ В РАЙОНЕ Г. СЕВАСТОПОЛЯ

В. И. Губанов, Е. А. Куфтаркова, Н. П. Ковригина, Н. Ю. Родионова
ИнБЮМ

Наиболее объективную оценку качества вод может обеспечить одновременное использование косвенных, дифференцированных и комплексных подходов [3, 4]. В то же время первые два (традиционные) – предусматривают оценку уровня эвтрофикации по отдельным гидрохимическим характеристикам воды. Однако динамика содержания того или иного показателя не позволяет судить об изменениях качества вод в целом, поскольку концентрация одного из них может характеризоваться положительным трендом, а другого – отрицательным. И только комплексный анализ дает возможность выяснить совокупность свойств района обитания морских организмов.

К комплексным методам оценки качества вод (коэффициенты и индексы загрязненности) предъявляется ряд основных требований:

- физический и логический смысл;
- простота в определениях и расчетах, доступность понятия;
- универсальность (возможность использования оценки как в отдельных районах, так и по акватории моря в целом);
- достаточная информативность, т. е. при минимальном количестве ингредиентов возможность получения максимально полной информации.

Среди множества комплексных подходов оценки качества вод несомненный интерес представляет индекс эвтрофикации (E – TRIX), широко используемый в настоящее время [1, 2, 5, 6, 7]. Преимущество E – TRIX перед многими другими критериями, с помощью которых также можно оценить степень эвтрофикации, 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.

Основной целью настоящей работы является постановка диагноза состояния загрязнения вод акватории, прилегающей к г. Севастополь (устьевая область р. Бельбек, Севастопольская и Балаклавская бухты, Севастопольское взморье), с помощью интегрального показателя E – TRIX.

Материал и методы

Оценка эвтрофикации прибрежных вод Черного моря проводилась по данным гидрологических, гидрохимических и гидробиологических наблюдений, выполненных сотрудниками ИнБЮМ НАНУ в период с июля 1986 по февраль 1989 г. в устьевой области р. Бельбек (выпуск очищенных сточных вод), с декабря 2001 по июнь 2002 г. в Севастопольской бухте и на взморье г. Севастополя, с июня по декабрь 2002 г. в Балаклавской бухте. Схема расположения станций представлена на рис. 1.

Индекс E – TRIX является функцией концентрации растворенного кислорода, общего фосфора, суммы минеральных форм азота и хлорофилла «а». Последний показатель обычно включает в себя общее содержание хлорофилла «а»



Рисунок 1. Схема расположения гидрохимических станций в районе исследований

и феофитина «а» и позволяет судить о биомассе фитопланктона, выраженной через углерод. Согласно [3], индекс эвтрофикации определяется по формуле:

$$E - \text{TRIX} = \log ([Chl] \times [D\%O_2] \times [PT] \times [DIN] \times 1.5) / 1.2,$$

где: *Chl* – хлорофилл «а» в мкг/л;

D%O₂ – отклонение в абсолютных значениях растворенного кислорода от 100 % насыщения;

PT – общий фосфор в мкг/л;

DIN – растворенная форма минерального азота в мкг/л.

Классы качества воды в зависимости от величины *E – TRIX* представлены в табл. 1.

Таблица 1. Качество морских вод в зависимости от величины индекса *E – TRIX*

Величина <i>E – TRIX</i>	Трофические категории уровня
< 4	Низкий трофический уровень
4-5	Средний трофический уровень
5-6	Высокий трофический уровень
6-10	Очень высокий трофический уровень

При величине *E – TRIX* более 6 отдельные районы моря характеризуются высоким содержанием биогенных веществ, низкой прозрачностью и возможностью возникновения гипоксии в придонных слоях воды. И, наоборот, при ин-

дексе эвтрофикации менее 4 концентрация главных биогенных элементов незначительная, воды хорошо аэрированы по всей толще и обладают высокой прозрачностью.

Результаты и обсуждение

Средние и экстремальные значения индекса эвтрофикации в районе исследований характеризуют данные, представленные в табл. 2.

Таблица 2. Средние и экстремальные значения величины E – TRIX в районе исследований

Район исследований		Значение E – TRIX		
		минимальное	максимальное	среднее
Акватория, прилегающая к устью р. Бельбек	Оголовок выпуска сточных вод	3,07	4,51	3,95
	100 м от оголовка	2,55	4,02	3,27
	2000 м от оголовка	0,96	3,86	2,69
Севастопольские бухты и взморье	Мидийная ферма	1,68	4,33	2,73
	Карантинная бухта	2,20	3,66	2,99
	Севастопольская бухта	2,05	4,85	3,24
	Бухта Круглая	1,19	3,73	2,27
	Фоновая станция	1,27	3,36	2,11
Балаклавская бухта	Ст. 1	2,42	4,81	3,34
	Ст. 2	1,53	4,81	2,68
	Ст. 3	0,99	3,45	2,52
	Ст. 4	1,62	3,06	2,20
	В целом	0,99	4,81	2,76

Расчеты E – TRIX показали, что в период исследований его величина в районе оголовка выпуска очищенных сточных вод (устьевая область р. Бельбек) была максимальной и изменялась от 3,07 до 4,51 (рис. 2, 3). На расстоянии 100 м от оголовка значение индекса эвтрофикации значительно уменьшилось и не превышало 3,27. На контрольной станции (2000 м от уреза) зарегистрирован абсолютный минимум величины E – TRIX для всего района исследований (0,96). Устойчивое уменьшение индекса эвтрофикации по мере удаления в сторону моря от оголовка свидетельствует о существенной трансформации струи сточных вод, что связано с диффузионными и биохимическими процессами.

На Севастопольском взморье величина E – TRIX изменялась от 1,19 (бухта Круглая) до 4,85 (Севастопольская бухта). В целом максимальные значения индекса эвтрофикации наблюдались в Севастопольской и Карантинной бухтах, а минимальные – на фоновой станции и в бухте Круглая (табл. 2, рис. 4).

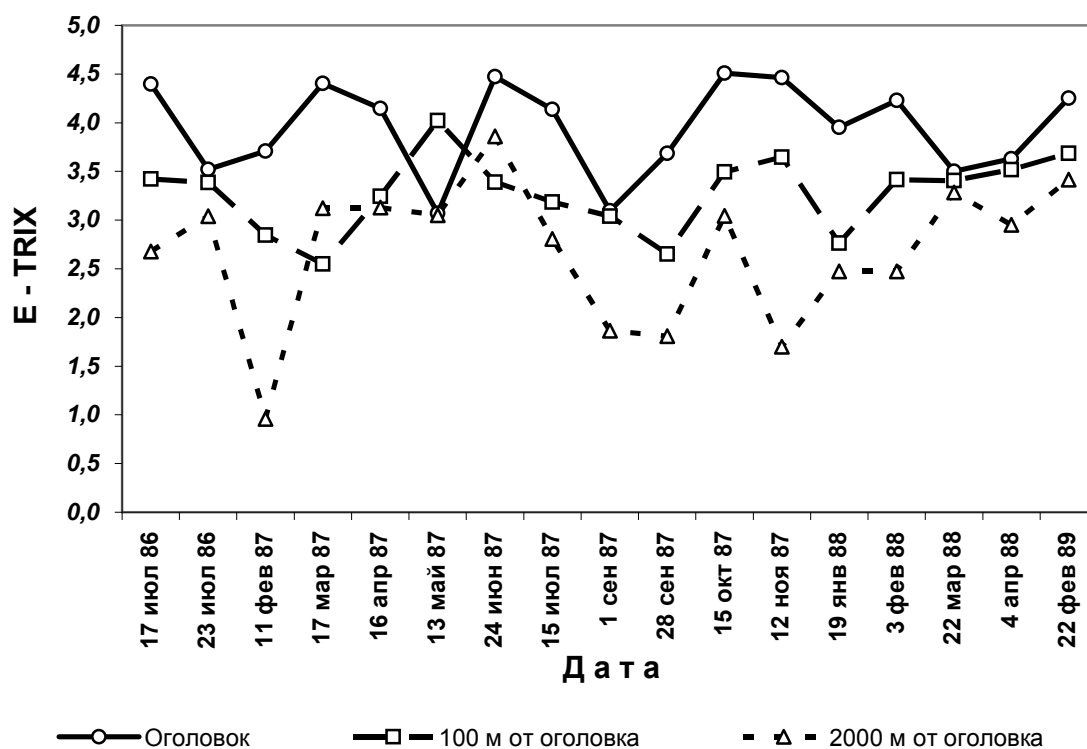


Рисунок 2. Динамика индекса эвтрофикации черноморских вод в районе, прилегающем к устью р. Бельбек

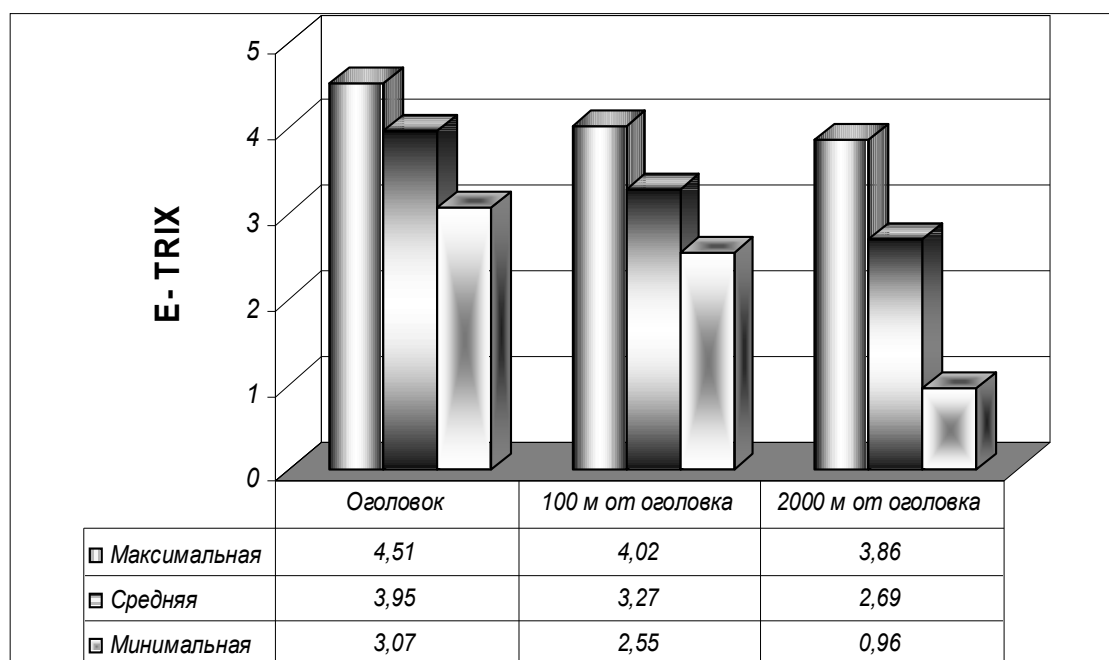


Рисунок 3. Средние и экстремальные значения индекса эвтрофикации в районе выпуска очищенных сточных вод (устьевая область р. Бельбек)

С декабря 2001 по июнь 2002 г. практически на всех станциях изменения величины E – TRIX характеризовались положительным трендом и только в районе мидийной фермы – отрицательным. На ферме величина индекса эвтрофикации немонотонно изменялась, но, в общем, характеризовалась отрицательным

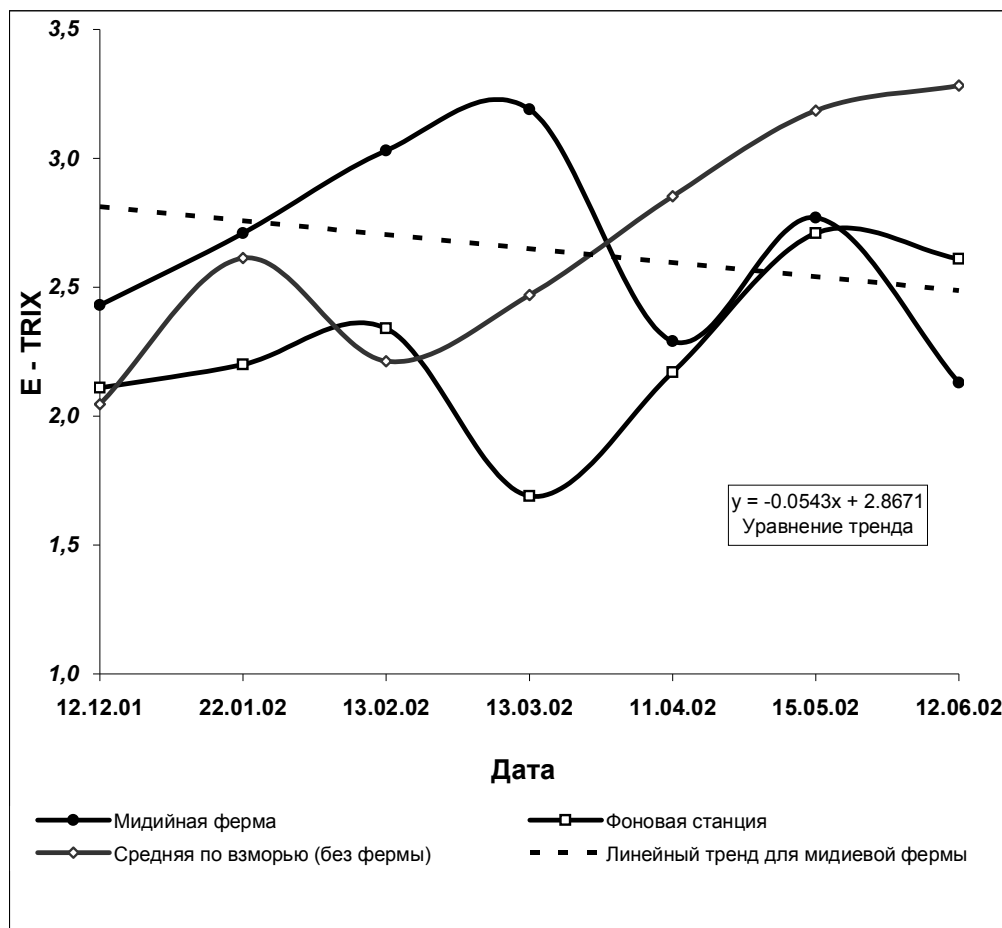


Рисунок 4. Динамика индекса эвтрофикации в водах Севастопольского взморья

трендом, что, по-видимому, связано с эффектом мелиорации среды в результате жизнедеятельности *Mytilus galloprovincialis*, биомасса которой в среднем составляет $0,4 \text{ кг/м}^3$.

В то же время процессы физико-химических и биоценологических трансформаций вещества и энергии на ферме значительно сложнее. В период максимального выхолаживания воды с декабря 2001 по март 2002 г. и связанной с этим перестройкой гидрохимического и гидробиологического режима величина E – TRIX неуклонно возрастала. В последующем, при интенсивном прогреве водной толщи, изменения индекса эвтрофикации характеризовались отрицательным трендом. По-видимому, отмеченное явление обусловлено специфическими особенностями поведения гидрохимических и гидробиологических характеристик морской среды в системе экологических взаимодействий в районе расположения мидийной фермы, механизм которого еще требует дальнейшего изучения.

По результатам наблюдений была составлена корреляционная матрица между гидрофизическими, гидрохимическими и гидробиологическими показателями на Севастопольском взморье. Расчеты показали, что в районе фермы наблюдается относительно хорошая связь между значениями E – TRIX и концентрациями кислорода, фосфатов и хлорофиллом «а»; температурой и нитритами; кислородом и фосфатами; аммонием и органическим фосфором; фосфатами и хлорофиллом «а». На остальных станциях взморья относительно устойчивая корреляция прослеживалась между величиной индекса эвтрофикации и содержанием кислорода, а также хлорофиллом «а»; соленостью и органическим фосфором; кислородом и обеими формами фосфора; фосфатами и хлорофиллом «а».

Расчет вклада отдельных гидрохимических характеристик в величину индекса эвтрофикации показал, что основную роль в эвтрофикации среды играют высокие концентрации минеральных форм азота и фосфора. Увеличение содержания хлорофилла в большинстве случаев снижает величину $E - \text{TRIX}$ (рис. 5).

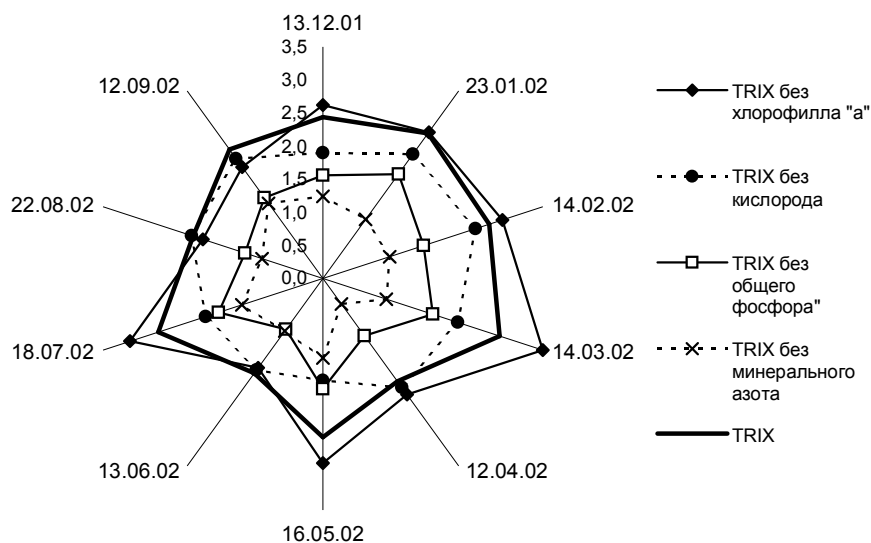


Рисунок 5. Вклад гидрохимических и гидробиологических характеристик в величину $E - \text{TRIX}$

В Балаклавской бухте величина индекса эвтрофикации изменялась от 0,99 до 4,81 (табл. 2, рис. 6). Максимальные значения $E - \text{TRIX}$ характерны для ее кутовой части (ст. 1, 2), в наибольшей степени подверженной антропогенной

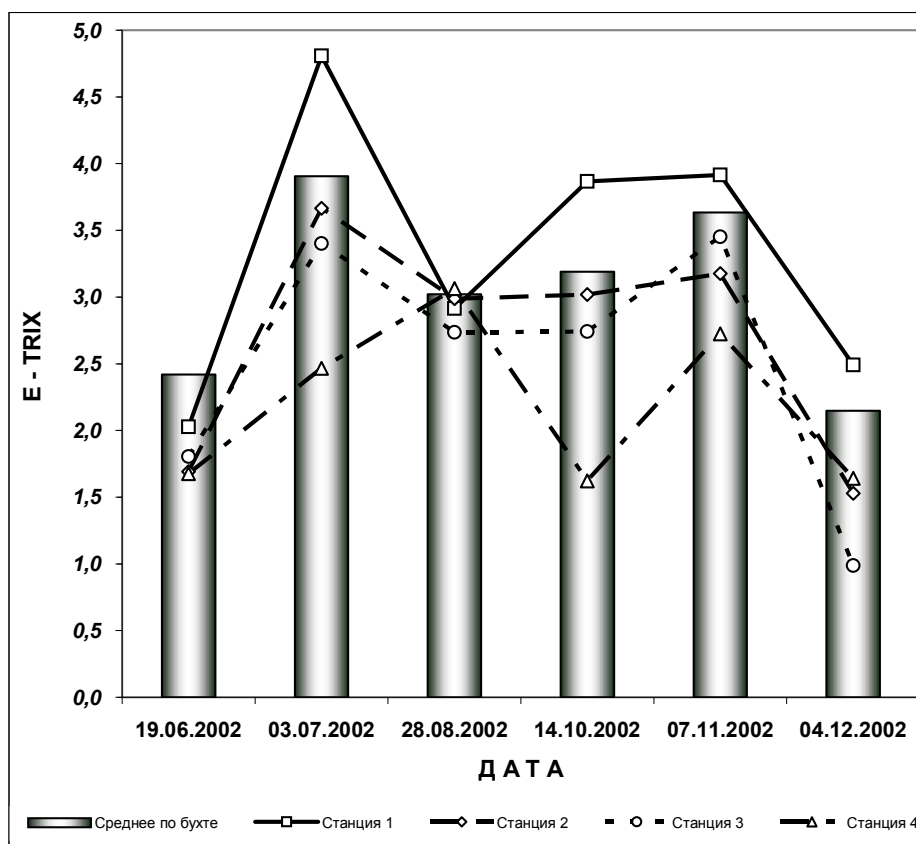


Рисунок 6. Динамика индекса эвтрофикации в водах Балаклавской бухты

нагрузке. При выходе из бухты (ст. 3, 4), в результате интенсификации процессов водообмена с открытым морем и ослабления антропогенного пресса, величина $E - \text{TRIX}$ уменьшается.

Как известно, в Балаклавской бухте нередко наблюдаются сгонно-нагонные явления, при которых как термохалинная структура вод, так и содержание биогенных веществ и хлорофилла «а» подвержены резким колебаниям. Поскольку индекс $E - \text{TRIX}$ является функцией этих параметров, диапазон его значений, очевидно, будет гораздо шире, по сравнению с нашими данными.

Выводы

По данным гидрологических, гидрохимических и гидробиологических наблюдений и последующих расчетов интегрального показателя $E - \text{TRIX}$ проведена оценка качества вод акватории, прилегающей к г. Севастополь (устьевая область р. Бельбек, Севастопольская и Балаклавская бухты, Севастопольское взморье). Установлено, что в исследуемом районе значения индекса эвтрофикации обычно не превышают 4. В то же время в отдельных случаях в Севастопольской и Балаклавской бухтах и в устьевой области р. Бельбек величина $E - \text{TRIX}$ достигает 4,5-4,9. Для примера отметим, что средняя годовая величина $E - \text{TRIX}$ в прибрежных водах Болгарии составляет 4,96-5,18, а в Варненском заливе – 7,35 [5].

Вопреки распространенному мнению, что прибрежные воды Севастопольского региона являются эвтрофированными, результаты расчета индекса $E - \text{TRIX}$ позволяют классифицировать их класс как переходный от олиготрофного к мезотрофному. Судя по концентрациям отдельных элементов и веществ, величине индекса эвтрофикации, они обладают достаточным потенциалом для рекреационного использования и развития экологически сбалансированной марикультуры. Общее состояние вод района исследований в современный период можно оценить как вполне удовлетворительное.

Литература

1. **Губанов В. И., Мальченко Ю. А., Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П.** Диагноз современного состояния вод Севастопольского взморья (Черное море) по результатам мониторинга гидрохимических характеристик // Сб. научных трудов МГИ НАН Украины: Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2004. – Вып. 10. – С. 141-148.
2. **Губанов В. И., Стельмах Л. В., Клименко Н. П.** Комплексные оценки качества вод Севастопольского взморья // Экология моря. – 2002. – № 62. – С. 76-80.
3. **Емельянова В. П., Данилова Г. Н., Колесникова Т. Х.** Обзор методов оценки качества поверхностных вод по гидрохимическим показателям // Гидрохимические материалы. – 1982. – LXXXI. – С. 121-131.
4. Справочник по гидрохимии / Под общ. ред. А. М. Никанорова – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 391 с.
5. **Moncheva S., Doncheva V.** Eutrophication index ((E) TRIX) – an operational tool for the Black Sea coastal water ecological quality assessment and monitoring // International symposium: The Black Sea ecological problems SCSEIO. – Odessa. – 2000. – Pp. 178-185.

6. OECD (Vollenveider R.A., Kerekes J.J. ed.). Eutrophication of waters: monitoring assessment and control. – Paris. – 1982. – 154 p.
7. **Vollenveider 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.

ОЦЕНКА ВЕРОЯТНОСТИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ ПРЕДЗАМОРНЫХ И ЗАМОРНЫХ СИТУАЦИЙ В АЗОВСКОМ МОРЕ

В. А. Брянцев, А. Т. Кочергин
ЮгНИРО

Предзаморные и заморные ситуации возникают в Азовском море практически ежегодно и имеют крайне динамичные пространственно-временные масштабы – от нескольких до десятков километров и от нескольких часов до нескольких суток. Переход от предзаморной ситуации к заморной и обратно может происходить достаточно резко, в течение нескольких часов со сменой локализации участков замора. Большое значение при этом имеют ветровая деятельность, инсоляция и интенсивность окислительно-восстановительных процессов.

Наиболее часто предзаморные и заморные ситуации возникают во второй половине летнего периода, когда превалирует тихая, солнечная антициклональная погода, усиливается прогрев вод и их стратификация. При этих условиях минимизируется поступление кислорода в придонные слои, а высокий уровень окисления деструктирующегося и регенерирующегося органического вещества, накопившегося в течение предыдущих весенне-летних месяцев активного фотосинтеза, приводит к возникновению более частых локальных и менее частых обширных зон кислородного дефицита и соответственно предзаморных и заморных ситуаций.

Ранее [1] отмечалось, что из ряда лет с 1988 по 2001 г. более активными и обширными заморными процессами в летние месяцы выделялись 1989-1991 и 2000-2001 гг., а именно годы высокой солнечной активности и преобладания антициклонального типа атмосферного поля над Азово-Черноморским бассейном.

Исходя из этого, в настоящей работе предполагается найти долгопериодную межгодовую прогностическую связь между астрогеофизическими параметрами (солнечная активность, тип атмосферной циркуляции в районе и скорость вращения Земли) и условиями среды – придонными температурой и содержанием кислорода, характеризующими вероятность приближенности к предзаморной и заморной ситуации в летний период в целом для украинской зоны Азовского моря. Данные по условиям среды получены из материалов комплексных океанографических и ихтиологических съемок ЮгНИРО в Азовском море в летний период 1992-2006 гг.

Дополнительно рассмотрена связь вероятности возникновения предзаморных и заморных ситуаций со среднегодовыми соленостью и объемом пресного стока Азовского моря. В качестве океанографических критериев вероятности возникновения предзаморных и заморных ситуаций использованы придонные значения температуры и содержания кислорода на акватории западнее 36,7° в.д. (украинская зона) в период 1992-2006 гг.

Площадь, занятая водами с определенными значениями этих параметров (St – температуры, SO₂ – содержания кислорода), оценивалась по 10-балльной шкале (вся акватория – 10 баллов), результаты приведены в табл. 1.

Таблица 1. Площадь придонных вод (в баллах) с определенными значениями температуры (St) и содержания кислорода (SO₂)

Годы	Диапазон						
	St			SO ₂			
	T _w 25-26°	T _w 26-27°	T _w >27°	O ₂ 3-4 _{мл/л}	O ₂ 2-	O ₂ 1-2 _{мл/л}	O ₂ <1 _{мл/л}
1992	1	0	0	1	0	0	0
1993	1	0	0	2	1	0	0
1994	1	0	0	2	1	0	0
1995	1	0	0	1	1	0	0
1996	5	2	1	2	1	0	0
1997	1	0	0	2	1	0	0
1998	1	0	0	3	1	1	0
1999	8	7	1	7	4	2	1
2000	-	-	-	-	-	-	-
2001	7	3	2	7	6	5	2
2002	2	1	1	6	4	2	1
2003	2	1	0	3	2	0	0
2004	3	2	1	1	0	0	0
2005	7	3	1	1	0	0	0
2006	2	1	0	1	0	0	0

Каждый балл площади вод с определенным диапазоном значений придонных температуры или содержания кислорода умножался на коэффициент (Kt – температуры, KO₂ – содержания кислорода), величина которого характеризует на экспертном уровне авторов степень приближенности предзаморных и заморных ситуаций – эти коэффициенты приводятся ниже:

Диапазон	T _w °			O ₂ мл/л			
	25-26	26-27	>27	3-4	2-3	1-2	<1
Коэффициент	1	2	3	1	2	4	8

Итоговая вероятность приближенности предзаморных и заморных ситуаций (V) определена как сумма произведений площади каждого диапазона придонных температуры и содержания кислорода на соответствующий коэффициент –

$$V = \sum_1^3 (Kt \cdot St) + \sum_1^4 (KO_2 \cdot SO_2) \text{ – и представлена в табл. 2.}$$

Таблица 2. Итоговая вероятность приближенности предзаморных и заморных ситуаций (V)

Год	V	Год	V	Год	V
1992	2	1997	5	2002	36
1993	5	1998	10	2003	11
1994	5	1999	55	2004	11
1995	4	2000	-	2005	17
1996	16	2001	72	2006	5

Возможности прогноза указанной вероятности заморных ситуаций выявились при сопоставлении этого индекса с гео- и гелиофизическими показателями. В качестве таковых взяты: среднегодовой уровень солнечной активности

(W – число Вольфа), скорость вращения Земли (δ – в относительных единицах – от 0 до 1) и их произведение – δW . Первая характеристика взята из работы [6], где излагается и методика ее прогноза. Периодичность второй описана Н. С. Сидоренковым и П. И. Свиренко [5]. Определенный ими 70-летний период имел максимум в середине 30-х годов и 2005-2010 гг. Результаты корреляции представлены в табл. 3.

Таблица 3. Корреляция индекса вероятности заморных явлений в Азовском море (V) и гео- и гелиофизических факторов

№ п/п	Фактор	Коэффициент корреляции	Уровень значимости
1	W	0,732	< 0,01
2	δ	0,315	> 0,05
3	δW	0,802	< 0,01

Данные табл. 3 иллюстрируют высокий уровень связи индекса V с показателем солнечной активности с усилением зависимости уровнем скорости вращения Земли. Используя последнюю связь, мы можем рас-

считать уравнение регрессии $V = 0,57\delta W - 5$, и выполнить прогноз индекса на период до 2010 года (табл. 4).

Таблица 4. Прогноз индекса заморных явлений в Азовском море (V)

Годы	Экстраполяция W	Экстраполяция δ	Аргумент δW	Прогноз V
2007	25	0,96	24	9
2008	38	0,93	35	15
2009	60	0,90	54	26
2010	82	0,87	71	36

При наших исследованиях экосистемы Азовского моря были найдены значимые связи между индексом вероятности заморных явлений со средней соленостью моря (Sa) (данные ЮгНИРО и взятые из монографии А. М. Бронфмана и Е. П. Хлебникова [2]), ее с нашим аргументом (δW) и пресным стоком в Азовское море (данные из [2]). Далее цепь связей идет: со среднегодовым атмосферным давлением над акваторией Азово-Черноморского бассейна (A_{00}) и с общим стоком (Q – данные из [4]). Замыкает систему связей зависимость последнего от солнечной активности (табл. 5).

В литературе отмечается прямая связь солнечной активности с водностью

Таблица 5. Связи параметров экосистемы Азовского моря и определяющих их факторов (обозначения в тексте)

№ п/п	Связи	Коэффициент корреляции	Уровни значимости
1	$Sa - V$	-0,679	< 0,05
2	$Sa - Qa$	-0,575	< 0,05
3	$Sa - \delta W$	-0,611	< 0,01
4	$\delta W - A_{00}$	0,364	< 0,05
5	$A_{00} - Q$	-0,387	0,05
6	$Q - W$	0,476	0,01

лет в Азово-Черноморском бассейне. В то же время, сток в Азовское море определяет его среднюю соленость, которая прямо и косвенно отражает солевой баланс моря и состояние азовской экосистемы, в том числе и масштабы заморных явлений, как мы видим по данным табл. 5.

Допустимо предположить, что увеличение зон гипоксии и интенсивности заморов в последние годы не связано с антропогенным загрязнением вод моря, в т. ч. и со сбросом органики.

Современный антропогенный отъем пресного стока в Азовском море достиг 30-40 % его годовой нормы [3]. Реализация водозабора во время паводка, при котором усиливается приток более соленых черноморских вод, и последующий летний сброс при условиях увеличения водности лет, а также маловетренные погоды летом создают вышеуказанные предпосылки блокирующего слоя и заморов.

Высказанное предположение нуждается в дополнительных целенаправленных исследованиях. Однако полученные формальные связи, по нашему мнению, могут быть использованы для ориентировочного прогноза заморных явлений в Азовском море с годовой заблаговременностью.

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 // Сб. науч. тр.: Системы контроля окружающей среды. – Севастополь: МГИ НАНУ, 2005. – С. 320-328.
2. **Бронфман А. М., Хлебников Е. П.** Азовское море. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 272 с.
3. **Воловик С. П., Макаров Э. В., Семенов А. Д.** Азовское море: возможен ли выход из экологического кризиса // Сб.: Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азовского бассейна. – Ростов-на-Дону: Полиграф, 1996. – С. 115-125.
4. **Николенко А. В., Решетников В. И.** Исследования многолетней изменчивости баланса пресных вод Черного моря // Водные ресурсы. – 1991. – № 1. – С. 20-28.
5. **Сидоренков Н. С., Свиренко П. И.** Многолетние изменения атмосферной циркуляции и колебания климата в первом естественном синоптическом районе // Сб.: Долгопериодная изменчивость среды и некоторые вопросы рыбопромыслового прогнозирования. – М.: ВНИРО, 1989. – С. 59-71.
6. **Храмова М. Н., Красоткин С. А., Кононович Э. В.** Прогнозирование солнечной активности методом фазовых средних // Эл. журнал: Исследовано в России. – 1169.<http://zhurnal//apo.ru//articles/2001/107.pdf>.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОД ЮГО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ АЗОВСКОГО МОРЯ

**И. И. Руднева¹, Т. Б. Вахтина¹, Н. П. Ковригина¹, С. О. Омельченко²,
И. Н. Залевская², Г. В. Симчук³**

¹ИнБИОМ, ²Таврический национальный университет (ТНУ),

³ГП «Крымский региональный научно-производственный центр стандартизации, метрологии и сертификации»

В последнее время экологическим проблемам Азово-Черноморского бассейна уделяется особое внимание в связи с продолжающимся значительным антропогенным воздействием. Масштабы загрязнения становятся угрожающими для экосистемы и приводят к крайне негативным последствиям [2]. Так, в странах Азово-Черноморского бассейна функционируют 14 видов производств черной и 10 видов отраслей цветной металлургии, в отходах которых содержатся значительные количества Cr, Pb, Zn, As, Mn, Cu, масла и фенолов [10, 13, 14]. На прибрежной акватории расположено около 20 морских портов и 10 судостроительных и судоремонтных заводов [4]. Более 1500 предприятий сбрасывают в бассейн Азовского моря 28 млн. м³ сточных вод в сутки, третья часть из которых – без всякой очистки. С водами Дона, Кубани и со стоками приморских городов в начале 80-х годов в море ежегодно поступало свыше 15000 т нефтепродуктов, 2000 т детергентов, 250 т фенолов [1].

Все вышеперечисленные факты свидетельствуют о существенном антропогенном прессинге на Азовское море, который в совокупности с неблагоприятными природными факторами, связанными с особенностями атмосферной циркуляции в период с 1960 гг. по настоящее время, привел к негативным последствиям для экосистемы. В то же время в ближайшем будущем ожидается расширение хозяйственной деятельности в этом регионе, что, в первую очередь, связано с разработкой месторождений газа на шельфе в районе м. Казантип (Крым), который ранее считался относительно чистой и экологически благополучной зоной. Известно, что в процессе бурения поисковых и эксплуатационных скважин основными веществами, загрязняющими морскую среду, являются буровой раствор, тонкие фракции шлама, нефтепродукты, ГСМ, продукты разрабатываемого месторождения (метан и газовый конденсат). Таким образом, в связи с освоением шельфовых зон в морскую среду в большом количестве вносятся дополнительные ксенобиотики. На этом основании целью настоящей работы явилось изучение современного экологического состояния вод юго-западной части Азовского моря в районе м. Казантип.

Материалы и методы

Комплексную оценку экологического состояния юго-западной части Азовского моря проводили в весенне-летний период 2004-2005 гг. (с мая по август). Материалом исследования служили пробы воды, отобранные у берега в районе с. Мысовое (ст. 1) и с. Семеновка (ст. 2) (рис. 1).

Гидрохимические исследования проводили ежемесячно с мая по октябрь 2005 г. В образцах воды определяли соленость, содержание растворенного кисло-

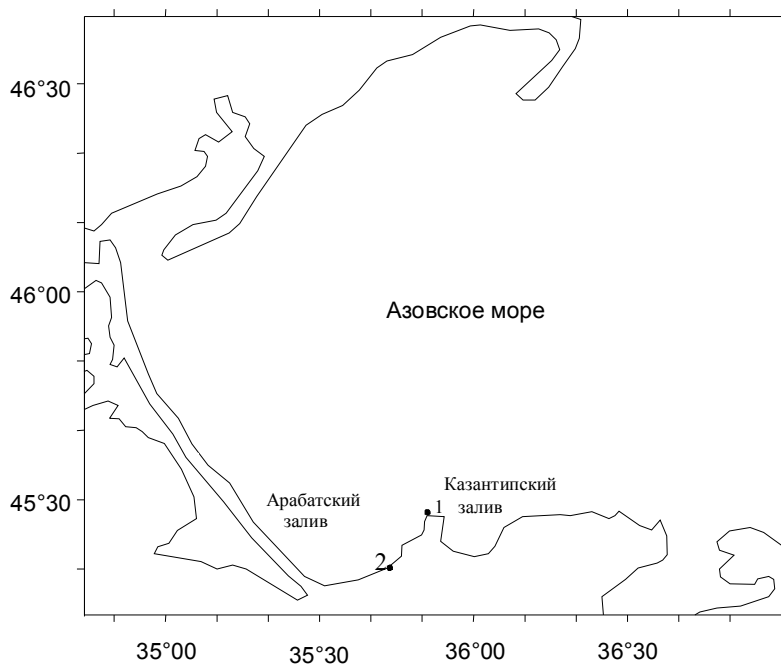


Рисунок 1. Карта районов исследования Азовского моря

методом полярографии. Содержание ртути определяли на приборе «Юлия-1». Микробиологический анализ проб воды, включающий определение патогенных микроорганизмов, проводили с помощью стандартных методов [8]. Статистическую обработку полученных данных осуществляли по Лакину [6].

Результаты и обсуждение

Близбереговая станция 1 в районе с. Мысового расположена у мыса Казантип ($45^{\circ}28' N$, $35^{\circ}52' E$), который является северо-восточной оконечностью полуострова, разделяющего Казантипский и Арабатский заливы. В непосредственной близости от мыса имеются камни. Близбереговая станция 2 в районе с. Семеновки находится в Арабатском заливе у мыса Китень. Берега Арабатского залива окаймлены отмелью с глубинами менее 5 м. На глубине более 8 м илистый грунт, ближе к берегу – песок. Недалеко от с. Семеновка (300-500 м) выращиваются зерновые культуры, подсолнечник и рапс, в результате чего стоки с полей непосредственно попадают в море. Помимо этого, с 2003 г. в исследуемой акватории ведутся разработки газовых месторождений.

Соленость воды в исследуемый период колебалась от 8,69 до 9,94 ‰, причем на ст. 1 этот показатель был ниже, чем на ст. 2 (от 0,04 ‰ весной до 0,40 ‰ летом). Величины растворенного кислорода варьировали в пределах: 5,64-7,77 мл/л (101-142 %) на ст. 1 и 5,79-7,56 мл/л (98-136 % насыщения) на ст. 2. Средние значения данного параметра в теплый период свидетельствуют о высокой обеспеченности кислородом и практически не отличаются от величин, характерных для незагрязненных морских вод. Значения БПК₅ весной (2,72 мг/л на ст. 1 и 2,90 мг/л на ст. 2) превышали ПДК (2,0 мг/л). Летом величины БПК₅ были ниже весенних показателей в 2-3,5 раза. Насыщенность воды кислородом имела максимальные величины на обеих станциях в летнее время. Параметры окисляемости летом составили 6,50 и 6,79 мг O₂/л, что превышало ПДК (4,0 мг O₂/л) [5].

Содержание в воде фосфатов колебалось от 6 до 176 мкг/л (рис. 2). Абсолютный максимум отмечен в мае, а минимум – в июне. На ст. 1 концентрация

рода, БПК₅, минеральные формы азота, фосфора, кремния и перманганатную окисляемость в щелочной среде согласно стандартным методам [7].

Содержание токсичных элементов (ТЭ) (Pb, Cu, Cd, Cr и As) в воде анализировали методами беспламенной атомной абсорбции с электротермической атомизацией на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAS-180.50 фирмы «Хитачи» и ме-

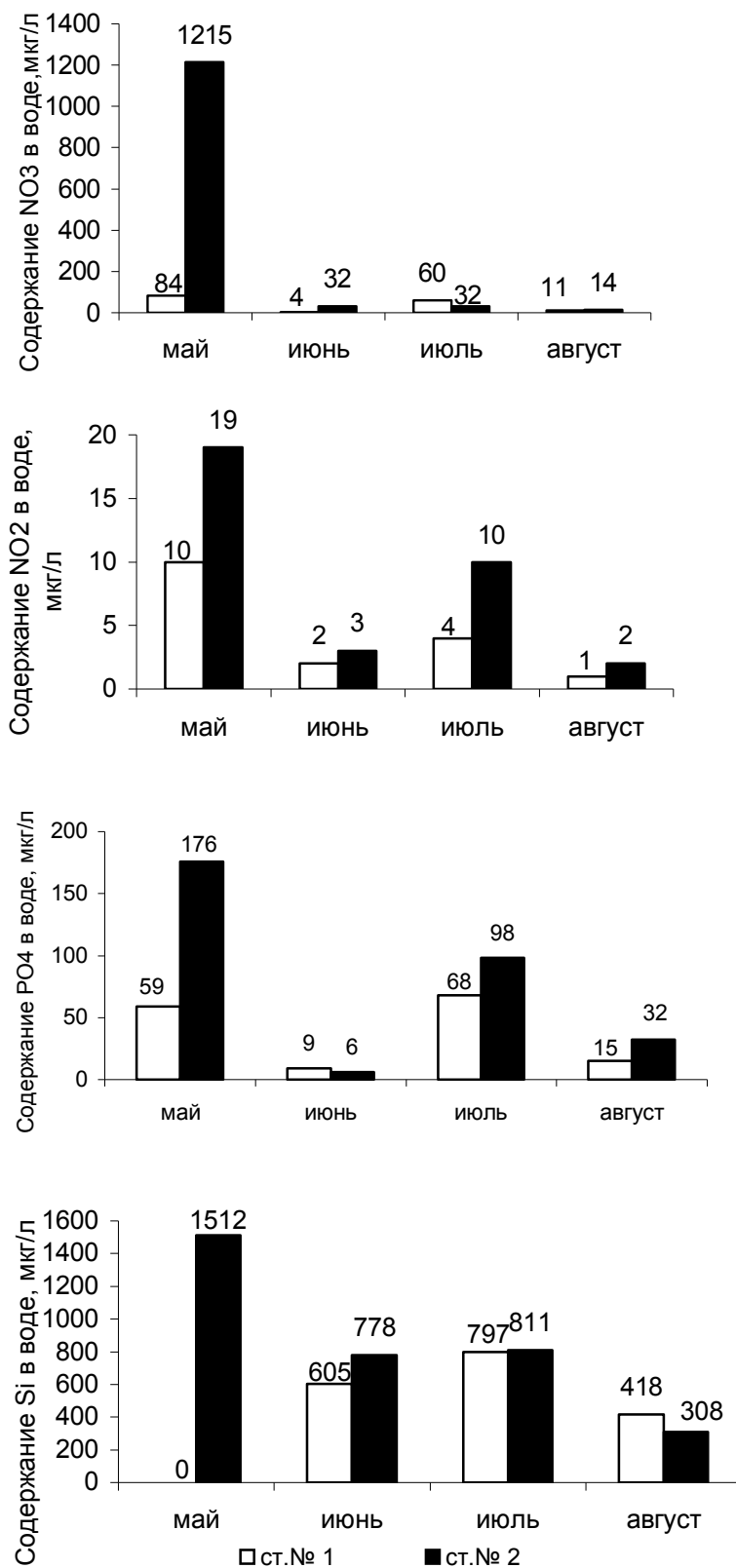


Рисунок 2. Основные гидрохимические параметры воды исследуемых районов

цинка на ст. 1. Так, уровень ртути составлял 100 и 300 ПДК, мышьяка 1 и 2 ПДК, меди – 6 и 8, а свинца – 2 и 5 ПДК для станций 1 и 2 соответственно. Концентрация цинка в воде ст. 2 составила 12 ПДК, кадмий не обнаружен. Таким обра-

PO₄ была ниже, чем на ст. 2. Уровень нитритов варьировал от 1 до 19 мкг/л, максимальные значения также установлены в мае. Летом содержание NO₂ снижалось и почти не отличалось от средних величин, характерных для Азовского моря. Динамика концентрации NO₂ в период май-август совпадала с изменениями содержания NO₃ (максимальные величины отмечены в мае, в августе происходило их снижение). Весной уровень NO₃ был наивысшим, причем на ст. 2 этот показатель на 1,5 порядка превосходил значения на ст. 1.

Концентрация Si изменялась в широком диапазоне – от 308 до 1512 мкг/л. На ст. 2 уровень Si был выше, чем на ст. 1, что имело сходство с динамикой содержания NO₃. Максимальная концентрация кремния (1512 мкг/л) отмечена в мае. В летний период этот показатель в воде обеих станций был в 2-5 раз ниже, чем весной.

Особый интерес представлял анализ токсичных элементов в воде двух исследуемых районов (табл. 1). Содержание ТЭ превышает ПДК по всем исследуемым показателям, за исключением

зом, содержание токсичных элементов выше в воде ст. 2 по сравнению с соответствующими показателями воды ст. 1.

Таблица 1. Содержание ТЭ в воде (мкг/л) в воде исследуемых районов

Районы отбора проб	Hg	As	Cu	Pb	Cd	Zn	Сумма
с. Мысовое, ст. 1	10,0	10,0	30,0	20,0	-	37,0	107,0
с. Семеновка, ст. 2	30,0	20,0	40,0	50,0	-	600,0	740,0
ПДК	0,10	10,0	5,00	10,0	10,0	50,0	

Для исследуемых районов Азовского моря характерно бактериальное загрязнение (табл. 2). Содержание бактерий группы кишечной палочки не превышает ПДК (5000). В обоих районах происходит увеличение коли-индекса в летний период. На ст. 2 свежие фекальные загрязнения обнаружены в апреле и в июне, а в районе ст. 1 – только в июне. Бактерии родов Сальмонелла (*Salmonella*) и Стафилококк (*Staphilococcus*) не обнаружены.

Таблица 2. Показатели бактериального загрязнения воды исследуемых районов

Районы отбора проб	БГКП КІ	Свежие фекальные загрязнения	МАФАМ
с. Мысовое, ст. 1			
20.04.04	28	-	$4,7 \times 10^2$
14.06.04	> 1100	+	
с. Семеновка, ст. 2			
20.04.04	240	+	$1,2 \times 10^3$
14.06.04	> 1100	+	
ПДК	менее 3	не допускается	100
«+» – присутствуют, «-» – отсутствуют, БГКП – бактерии группы кишечной палочки, МАФАМ – мезофильные аэробные и факультативные анаэробные бактерии			

Отмечено превышение допустимого содержания бактерий (100) в обоих исследованных районах, а также количественное преобладание МАФАМ в воде ст. 2.

Следовательно, исследуемые районы Азовского моря, находящиеся вдали от источников загрязнения промышленных и портовых объектов, по своим гидрохимическим показателям и уровню загрязнения воды нельзя отнести к экологически благополучным акваториям. Известно, что основным источником экологической опасности Азовского моря является Мариуполь – промышленный центр металлургической и коксохимической промышленности, а также морской порт. Металлургический комбинат «Азовсталь» забирает для промышленных нужд ежегодно 1 км^3 морской воды, при этом общий объем воды в Азовском море составляет 360 км^3 . Вода, возвращаемая обратно в море (около 250 млн. м^3 в год), загрязнена нефтепродуктами, содержание которых превышает норму в 2,4 раза, солями железа – в 5-10 раз, солями других металлов (цинк, кобальт, медь, свинец) – в 2-8 раз. Таким образом, в море попадают ежегодно десятки тонн нефтепродуктов и тысячи тонн взвешенного вещества, десятки тонн железа и тонны цветных металлов [11]. В результате вода Азовского моря

насыщена этими компонентами и содержит в среднем 2,0-15,9 мг/л взвешенных веществ [9]. С Запорожского железорудного комбината ежегодно в Азовское море поступает 16-20 млн. м³ неочищенных сточных вод, уровень железа в которых достигает 10-50 ПДК [11].

Следует отметить также, что разработка нефтегазовых месторождений в исследуемых районах привела к дополнительному загрязнению воды ТЭ, входящими в состав барита (свинец – до 0,22 %, кадмий – до 0,124, медь – до 0,019 %), являющегося доминирующим компонентом бурового раствора. Помимо барита, в воду вносятся глина и другие реагенты (ГКР, КМЦ-700, КОН, графит, витал, сода кальцинированная, хроматы и бихроматы, полимерные материалы), существенно изменяющие свойства воды и грунтов. Общее загрязнение морской среды оказывает крайне негативное влияние и на прибрежные акватории моря, прилегающие к Крымскому полуострову.

Основными факторами, определяющими гидрохимический режим акваторий, в частности уровень солености в теплый период, являются увеличение речного стока, испарение и атмосферные осадки. Следует отметить, что за счет климатических и антропогенных факторов, а также дополнительных источников поступления пресных вод в районе с. Семеновка соленость там несколько ниже, чем в акватории с. Мысового. В то же время вследствие малого объема моря и временной изменчивости речного стока, межгодовые изменения солености могут достигать 1 ‰, а многолетние – 4 ‰ [3]. После зарегулирования речного стока средние величины солености, полученные в данном исследовании, отличаются от таковых в 1960-х годах прошлого столетия на 1,9 ‰ [12].

Варьирование содержания кислорода в морской воде происходит за счет паводковых и других стоков, а также связано с летним развитием фитопланктона. При этом уровень окисляемости превышал максимальные величины, полученные в 1960-х годах прошлого столетия, на 1,5-2,0 мг О₂/л, а также ПДК. Данный параметр является косвенным показателем содержания органического вещества и зависит от глубины, так как скопившиеся у дна органические компоненты распределяются на меньшую толщу воды. Помимо этого, на его значение также оказывает влияние сброс бытовых сточных вод, высокая продуктивность моря и речной сток.

Со сбросом сточных вод в морскую среду поступает множество биогенов, средние концентрации которых (8-188 мкг/л) в исследуемых районах были намного больше средних показателей для Азовского моря (10 мкг/л). Высокое содержание фосфатов весной обусловлено поступлением большого объема биогенов со стоком рек. Увеличение этих показателей летом связано с повышенной минерализацией органического вещества у дна и переходом фосфатов в водную толщу, а также попаданием в море хозяйственно-бытовых сточных вод. Нельзя исключать и залповых сбросов ливневых и склоновых стоков с сельскохозяйственных угодий.

Средние концентрации нитратов в летний период практически не отличаются от таковых в 1960-х годах (23 мг N/м³). Высокие средние концентрации этих компонентов в теплый период объясняются в первую очередь мелководностью Азовского моря, в результате чего происходит интенсивное продуцирование органического вещества. Увеличение содержания кремния в воде в летний период обусловлено, вероятно, ветровым перемешиванием и малой глубиной

исследуемых районов, вследствие чего происходит переход Si из донных отложений в воду. При этом средние концентрации Si в июне и июле практически не отличаются от средних величин, полученных в 1960-х годах [12], а уровни, установленные в августе, почти в 3 раза ниже, что может быть связано с потреблением кремния развивающимися диатомовыми водорослями. Таким образом, содержание биогенных веществ в воде исследуемых районов превышает в среднем от 3 раз (нитриты) до 1,5 порядков (фосфаты и нитраты) соответствующие показатели незагрязненной морской воды. Кроме того, вода исследуемых акваторий содержит в значительной степени патогенные микробы, которые, очевидно, попадают в морскую среду также с бытовыми сточными водами.

Таким образом, экологические и антропогенные факторы оказывают комплексное влияние на экосистему и особенно на биоту, что следует учитывать при экотоксикологической оценке акваторий, анализе экологического риска и разработке мероприятий по охране и рациональному использованию ресурсов Азовского моря.

Литература

1. **Акимова Т. А., Хаскин В. В.** Основы экоразвития. – М.: Российская экономическая академия, 1994. – 312 с.
2. **Брянцев В. А.** Причины снижения рыбопромысловой продуктивности Азовского моря // В сб.: Естественно-биологические и экологические проблемы Восточного Крыма, Керчь, 12-13 сент. 2000 г. – Симферополь: ТНУ, 2001. – С. 24-28.
3. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР (Азовское море). – Санкт-Петербург. – 1991. – Т. V. – С. 73-77.
4. **Губанов Е. П.** Черное море взывает о помощи // Крымские известия, 15 ноября. – 2005 г.
5. **Кашинцев М. Л., Степаненко Б. С., Анисимова С. И.** Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: ВНИРО, Главрыбод, 1990. – 46 с.
6. **Лакин Р. Ф.** Биометрия. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
7. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. – М.: ВНИРО, 1988. – 119 с.
8. Методические указания по гигиеническому контролю загрязнения морской среды МЗ СССР № 2260-80 // Сборник важнейших официальных санитарно-гигиенических и правовых вопросов МОЗ Украины. – Киев, 1995. – С. 220-249.
9. **Рябинин А. И., Губанов В. И., Шибяева С. А.** Нефтяные углеводороды и взвешенное вещество в водах Азовского моря // Морской гидрофизический журнал. – 1997. – № 3. – С. 58-65.
10. **Себах Л. К., Панкратова Т. М.** Оценка загрязненности Черного и Азовского морей в современных антропогенных условиях // Тр. ЮгНИРО. – Керчь, 1995. – Т. 41. – С. 91-93.
11. Україна в контексті «Порядку денного на ХХІ століття». – Київ: Нора-принт, 1998. – С. 45-46.
12. **Цурикова А. П., Шульгина Е. Ф.** Гидрохимия Азовского моря – М.: Гидрометеоиздат, 1964. – 258 с.

13. **Rudneva I. I., Petzold-Bradley E.** Environmental and security challenges in the Black Sea region // In: *Environmental conflicts: Implications for Theory and Practice* (Petzold-Bradley, E., Carius, A., Vince, A., ed). – Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2001. – P. 189-202.
14. **Rudneva I.** Impact of metallurgical industry on the coastal ecosystem of Black Sea countries // In: *Approaches to Handling Environmental Problems in the Mining and Metallurgical regions*. Ed. L. Filho and I. Butorina. – Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2003. – P. 27-33.

ОСОБЕННОСТИ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ КЕРЧЕНСКОГО ПРОЛИВА В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИФИКАЦИИ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

О. А. Петренко, Т. М. Авдеева, С. С. Жугайло
ЮгНИРО

Керченский пролив играет существенную роль в формировании особенностей гидролого-гидрохимического режима Азово-Черноморского бассейна и является важнейшим промысловым районом и судоходной магистралью. Формирование условий среды в проливе и их изменчивость происходит в условиях осуществляется в условиях увеличения антропогенных нагрузок.

Основными источниками негативного воздействия на экосистему пролива являются интенсивное судоходство, портовые и рейдовые перегрузочные комплексы [4], береговые источники загрязнения, расположенные в зоне Украины и Российской Федерации [1, 3], дноуглубление акваторий портов и подходных каналов и дамлинг изымаемых грунтов.

Материал и методика исследований

Исследования в Керченском проливе проводились в период 1993-2000 гг.

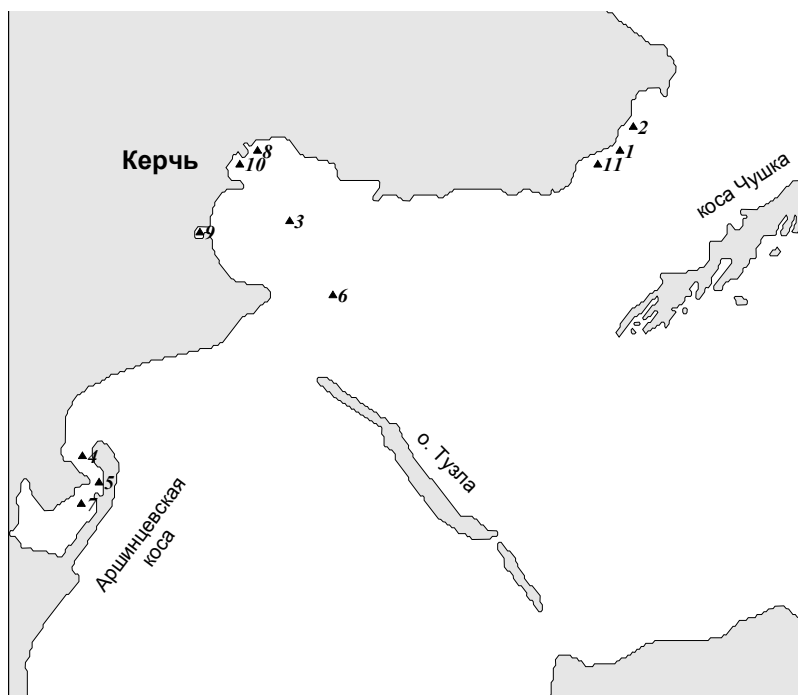


Рисунок 1. Схема станций отбора проб при выполнении комплексных экологических съемок в Керченском проливе: 1 – Выпуск ОС р/к им. 1 мая; 2 – П. п. «Крым»; 3 – Керченская бухта; 4 – Камыш-Бурунская бухта; 5 – Выпуск ОС р/к «Жемчужина моря»; 6 – Керченский пролив, центр; 7 – Порт «Залив»; 8 – Торговый порт; 9 – Рыбный порт; 10 – СРЗ; 11 – Выпуск КРОФ

Для изучения уровня нефтяного загрязнения акватории Керченского пролива были проанализированы и обобщены данные по содержанию нефтепродуктов в водной среде и донных отложениях следующих акваторий (рис. 1).

Химический анализ воды и донных отложений выполнен в аккредитованной в системе Госстандарта лаборатории ЮгНИРО с применением метрологически аттестованных методик.

Определение нефтепродуктов в воде проводилось экстракцией их четыреххлористым углеродом, хро-

матографическим разделением на основные компоненты и количественным измерением ИК-, УФ-спектрометрическим и люминесцентным методами на инфракрасном спектрофотометре IR-420, СФ-46 и флуориметре «Квант-7».

Оценка уровня загрязненности вод осуществлялась при сопоставлении с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) для воды рыбохозяйственных водоемов, оценка загрязненности донных отложений нефтепродуктами проводилась по классификации, основанной на состоянии донных биоценозов [2].

Результаты и их обсуждение

Характерной особенностью временного распределения нефтепродуктов в водной среде Керченского пролива явилось их максимальное содержание в 1993-1994 гг. с последующим резким снижением. Исключением явилась Камыш-Бурунская бухта, в водной среде которой в этот период их концентрация была невысокой (рис. 2).

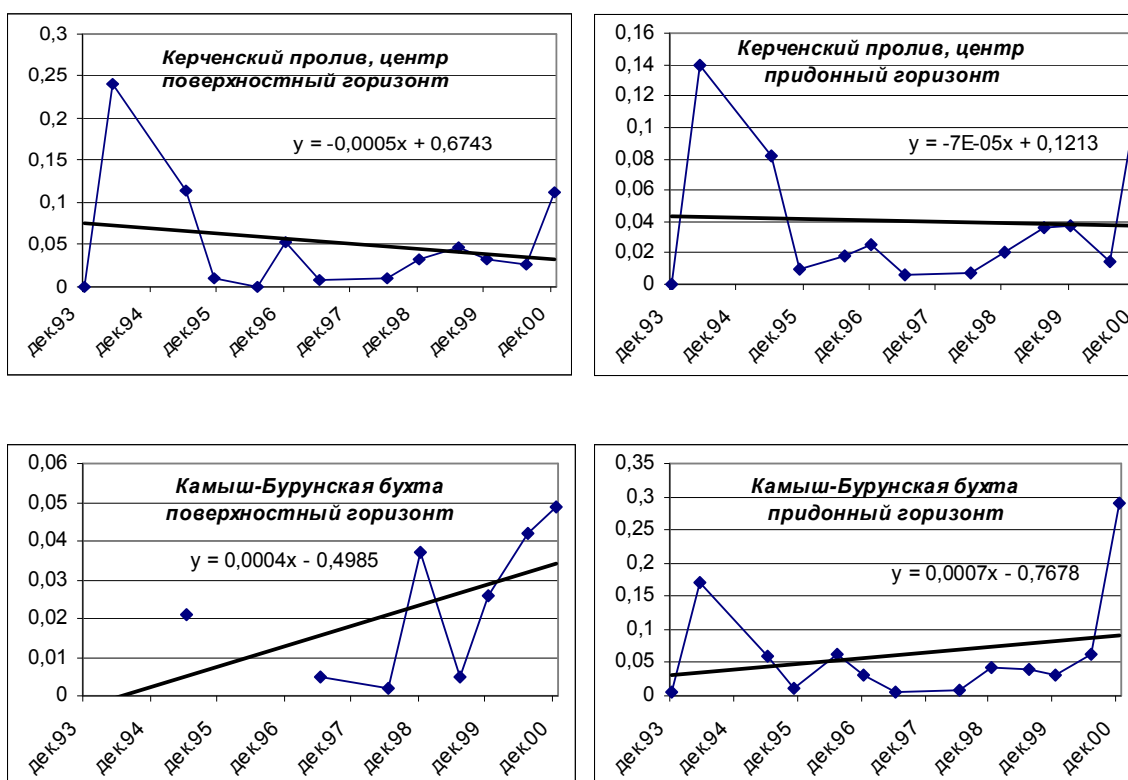


Рисунок 2. Содержание суммарных нефтепродуктов в поверхностном и придонном горизонтах Керченского пролива и Камыш-Бурунской бухты

Анализ содержания компонентов нефти в воде Керченского пролива в период 1993-2000 гг. показал, что в поверхностном слое воды концентрация суммарных нефтепродуктов изменялась от «следы» до 0,410 мг/л (среднее 0,062 мг/л), в придонном – от «следы» до 0,340 мг/л (среднее 0,057 мг/л). Наименьшее количество в поверхностном горизонте зафиксировано в районе выпуска очистных стоков рыбколхоза им. 1 Мая, Керченской бухты (декабрь 1993 г.) и центральной части Керченского пролива (декабрь 1993 г., июль 1996 г.), наибольшее – 0,410 мг/л в поверхностном слое воды акватории Керченской бухты в мае 1994 г. В придонном горизонте наименьшее содержание суммарных нефтепродуктов определено в декабре 1993 г. в акваториях выпуска очистных стоков рыбколхоза им. 1 Мая, центральной части

Керченского пролива и Камыш-Бурунской бухты. На акватории паромной переправы «Крым» зафиксировано их максимальное количество в придонном слое воды.

Нефтепродукты в воде представлены главным образом нелетучими углеводородами, содержание которых в среднем составило 79 %. В этой связи распределение суммарных нефтепродуктов определяется распределением легкой фракции.

И в поверхностном, и в придонном горизонтах концентрация нефтеуглеводородов изменялась приблизительно в таких же пределах, как и суммарных нефтепродуктов, т. е. от «следы» до 0,410 мг/л, при ПДК, равной 0,05 мг/л. Исследования показали, что на всех станциях в акватории Керченского пролива максимальные содержания легкой фракции превышали ПДК, за исключением придонного горизонта акватории порта «Залив» (0,050 мг/л).

Максимальные концентрации смол и асфальтенов в поверхностном горизонте были определены на всех станциях в декабре 2000 года. В придонном слое воды наибольшие величины тяжелой фракции наблюдались в основном так же, как и в поверхностном горизонте в декабре 2000 г., только в акватории Камыш-Бурунской бухты и порта «Залив» они были отмечены в июле 1999 г. и декабре 1998 г. соответственно.

Минимальные содержания смол и асфальтенов определены в водной среде на большинстве станций в июне 1998 г., за исключением акватории Керченской бухты, где наименьшая концентрация данной фракции, равная 0,003 мг/л, зафиксирована в июле 2000 г. в поверхностном горизонте и придонном – акватории торгового порта и порта «Залив» в июле 1999 г.

Наибольшее количество тяжелой фракции в водной среде наблюдалось в районе Керченского морского рыбного порта и составляло 0,102 мг/л в поверхностном горизонте; 0,103 мг/л в придонном. Наименьшая концентрация смол и асфальтенов определена на этой же акватории – «следы»-0,001 мг/л в поверхностном и придонном слоях соответственно (рис. 3).

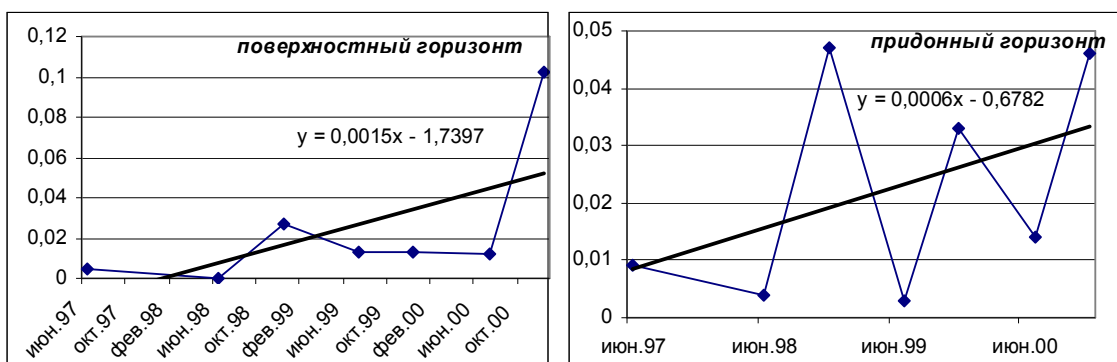


Рисунок 3. Содержание смол и асфальтенов (мг/л) в воде акватории Керченского морского рыбного порта

В целом в период 1993-2000 гг. в Керченском проливе наиболее загрязнен нефтепродуктами поверхностный горизонт акваторий выпуска очистных стоков рыбколхоза им. 1 Мая и выпуска КРОФ, где среднее содержание токсикантов составило 0,092 мг/л, придонный – акватории выпуска очистных стоков рыбколхоза им. 1 Мая. Наименьшее количество нефтепродуктов в водной среде

было отмечено в акватории порта «Залив», где за весь исследуемый период не наблюдалось превышения предельно допустимых концентраций нефтепродуктов в обоих горизонтах (рис. 4).

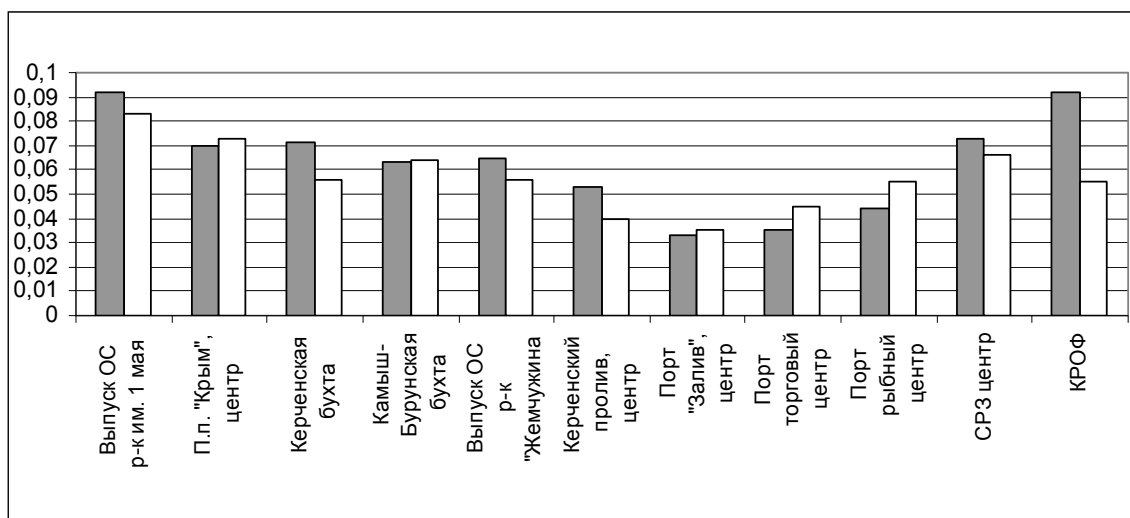


Рисунок 4. Динамика содержания нефтепродуктов (мг/л) в поверхностном и придонном горизонтах вод Керченского пролива

В донных отложениях содержание суммарных нефтепродуктов изменялось в пределах от 0,107 до 7,68 мг/г сухого вещества, составляя в среднем 1,554 мг/г сухого вещества. Наименьшее их количество определено в южной части пролива в районе выпуска очистных стоков рыбколхоза «Жемчужина моря» в июле 1998 г., наибольшее – в районе судоремонтного завода (рис. 5).

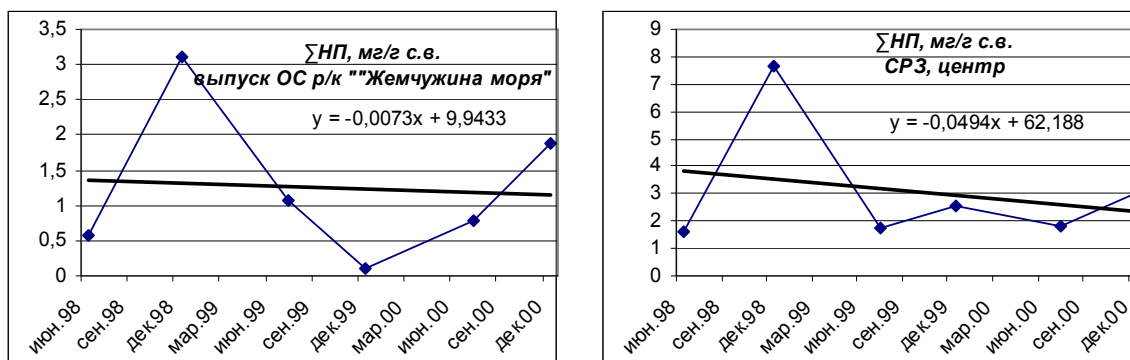


Рисунок 5. Тенденция накопления суммарных нефтепродуктов в донных отложениях

Анализ многолетней динамики показал, что содержание мало трансформированной фракции в донных отложениях изменялось от 0,015 мг/г сухого вещества (акватория рыбколхоза «Жемчужина моря», декабрь 1999 г.) до 2,83 мг/г сухого вещества (акватория судоремонтного завода, декабрь 1998 г.).

В отличие от водной среды аккумулированные в донных отложениях нефтепродукты содержали в среднем 60 % смол и асфальтенов. Диапазон концентраций сильно трансформированной фракции составил 0,092-4,85 мг/г сухого вещества. Распределение данной фракции в донных отложениях Керченского пролива подобно распределению суммарных нефтепродуктов.

Установлено, что самыми загрязненными были донные отложения акватории судоремонтного завода (содержание нефтепродуктов в среднем составило 3,056 мг/г сухого вещества), наиболее чистыми – грунты на акватории центральной части Керченского пролива и Камыш-Бурунской бухты (рис. 6).

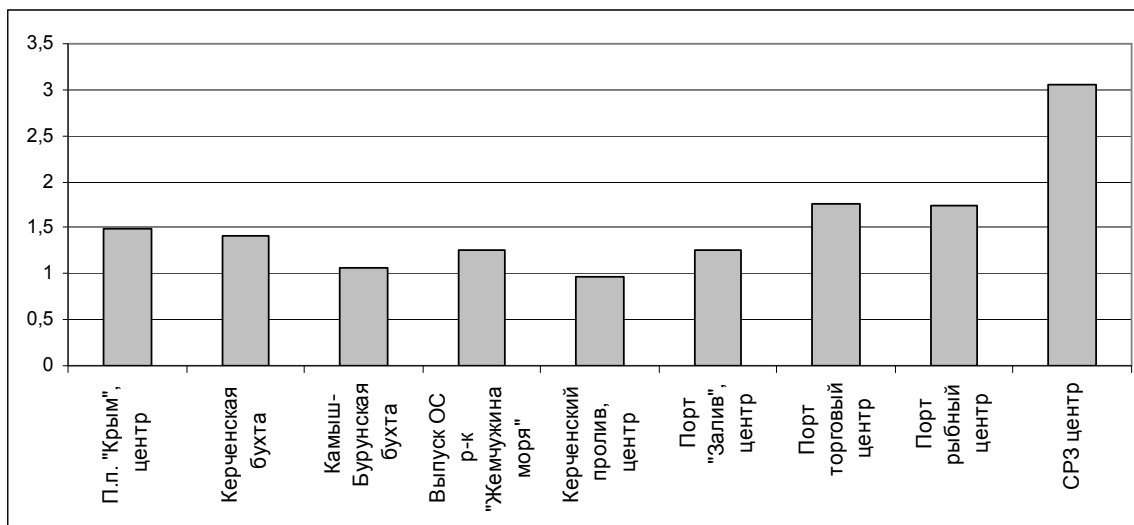


Рисунок 6. Динамика содержания нефтепродуктов (мг/г сухого вещества) в донных отложениях Керченского пролива

Выявлена тенденция накопления нефтепродуктов донными отложениями рыбного порта, порта «Залив», центральной части Керченского пролива и Камыш-Бурунской бухты.

Согласно классификации [2], основанной на состоянии донных организмов, донные отложения Керченского пролива отнесены к III и IV уровням загрязнения, при котором резко изменяется трофическая структура бентоса.

Выводы

Исследования многолетней динамики содержания нефтепродуктов в Керченском проливе показали, что в основном для Керченского пролива характерна тенденция к снижению концентраций нефтепродуктов в водной среде, за исключением акваторий рыбного и торгового портов, порта «Залив» и Камыш-Бурунской бухты, где имела место тенденция к накоплению суммарных нефтепродуктов.

Самыми загрязненными явились донные отложения акватории судоремонтного завода – в среднем 3,056 мг/г сухого вещества, наиболее чистыми были донные отложения на акватории центральной части Керченского пролива.

Исследования фракционного состава показали, что доминирующей фракцией в составе нефтяного загрязнения донных отложений явились смолы и асфальтены, составляющие 60 % от суммарных нефтепродуктов.

Отмечена тенденция накопления нефтепродуктов донными отложениями в районе рыбного порта, порта «Залив», центральной части Керченского пролива и Камыш-Бурунской бухты.

Литература

1. Бланк Ю. И., Себах Л. К., Петренко О. А. Экологические аспекты природопользования в районе Керченского пролива // Проблемы экологической

- безопасности и развития морехозяйственного и нефтегазового комплексов: Материалы IV научно-практической конференции. УО МАНЭБ (30 августа-3 сентября 2004 г., Севастополь). – Одесса, 2004. – С. 38-43.
2. **Миронов О. Г., Миловидова Н. Ю., Кирюхина Л. Н.** О предельно допустимых концентрациях нефтепродуктов в донных осадках прибрежной зоны Черного моря // Гидробиологический журнал. – 1986. – Т. 22. – С. 76-79.
 3. **Петренко О. А., Авдеева Т. М., Жугайло С. С., Шепелева С. М.** Влияние хозяйственной деятельности на состояние морской среды Керченского пролива // Тезисы докладов II Международной научно-технической конференции: Окружающая природная среда-2007: актуальные проблемы экологии и гидрометеорологии – интеграция образования и науки (26-28 сентября 2007 г.). – Одесса: ОГЭУ, 2007. – С. 61.
 4. **Себах Л. К., Авдеева Т. М., Жугайло С. С., Петренко О. А.** Влияние перегрузки нефтепродуктов на компоненты экосистемы Керченского пролива // Развитие предприятий морехозяйственного и нефтяного комплексов. Проблемы экологии и экономики: Материалы V научно-практической конференции УО МАНЭБ (6-8 сентября 2006 г.), Южный. – Одесса: Друк, 2006. – С. 111-115.

СОВРЕМЕННАЯ МЕТОДОЛОГИЯ ВЫБОРА УЧАСТКОВ ДАМПИНГА ГРУНТОВ ДНОУГЛУБЛЕНИЯ

В. И. Калиниченко¹, В. Е. Рыжко¹, В. Н. Кадурин²

¹НИЛ ГИПа ЧерноморНИИпроект, ²Одесский национальный университет

Развитие промышленной инфраструктуры береговой зоны украинского шельфа Черного моря, особенно в районе крупных портовых сооружений, является неизбежным и непрерывным процессом. Строительство новых причалов, фарватеров, оборудование якорных стоянок – необходимая и неотъемлемая часть этого промышленного освоения. Все подобного рода работы часто требуют определенного вмешательства в природную среду моря и, в первую очередь, это связано с дноуглубительными работами. Именно к проведению таких работ чаще всего приковано внимание и субъектов промышленного освоения территории, и природоохранных организаций. Вместе с тем, часто из рассмотрения упускается такой важный при дноуглублении аспект, как складирование грунтов, вынутых при дноуглублении. Процессу дампинга уделяется недостаточное внимание как при строительстве портовых сооружений, так и при эксплуатационном дноуглублении. Научная, правовая и организационно-административная база во многом устарела, а частично и вовсе отсутствует.

Современная природоохранная законодательная база Украины, ратифицированная Украиной Бухарестская конвенция о защите Черного моря от загрязнения (1992) и другие международные соглашения предусматривают создание в Азово-Черноморском бассейне системы экологической безопасности как обязательного условия социального и экономического развития страны и региона в целом.

К числу видов морехозяйственной деятельности, подлежащих обязательной регламентации, относятся дноуглубительные работы. Капитальное и эксплуатационное дноуглубление оказывает определенное негативное влияние на водную среду и морские биоценозы, поскольку сопровождается разрушением донных сообществ гидробионтов на разрабатываемых площадях и гибелью пелагических и донных организмов не только в местах разработки, но и в некотором удалении вследствие заиления.

На Азово-Черноморском бассейне длительное время осуществляется регулярное дноуглубление для обеспечения безопасности судоходства и при строительстве гидротехнических сооружений, что обостряет проблему поисков мест для складирования извлеченных осадков. Места дампинга должны удовлетворять целому ряду требований, обеспечивающих в первую очередь экологическую безопасность.

Существующие места складирования грунтов дноуглубления оказывают определенное влияние на функционирование морской экосистемы. Кроме непосредственного воздействия на донные фито- и зооценозы, которые перекрываются сваливаемым грунтом и должны приспособляться к этому, возможно заметное изменение гидрологической структуры вод и их динамики, гидрохимических показателей водной толщи, состава донных отложений и рельефа дна.

Все это может негативно сказываться на разных параметрах биотопа, что определяет необходимость обязательного учета подобного рода экологических последствий как при выборе места складирования грунтов, так и при определении режима дампинга.

Практика эксплуатации существующих отвалов грунтов дноуглубления и современные подходы к поиску новых мест складирования определяют следующие требования, предъявляемые к местам расположения подводного отвала:

- складирование грунтов не должно влиять на заносимость объектов дноуглубления и сложившуюся динамику перемещения наносов в районе дноуглубительных работ;
- складирование грунтов должно располагаться в районах, которые не являются ценными в рыбопромысловом отношении, а также оказывать минимальное воздействие на сложившийся процесс развития биоресурсов районов, прилегающих к местам отвала грунта.

С точки зрения технологии дноуглубительных работ, район расположения подводного отвала грунта также должен отвечать ряду требований соблюдение которых делает отвал эффективным и с экономической, и с экологической точек зрения, а именно:

- район отвала должен находиться в относительной близости от объектов дноуглубительных работ;
- отвал грунта не должен подвергаться размывающему воздействию волнения и течения;
- подходы к отвалу не должны ограничивать движение к грузу грунтоотвозных судов и не создавать помех судоходству;
- отвал грунта должен иметь соответствующую грунтовместимость на многолетний период или носить локальный характер для одноразового использования при строительстве конкретного объекта;
- отвал грунта должен назначаться в местах наименее экологически уязвимых.

Исходя из указанных требований поиск и выбор места складирования грунтов дноуглубления производится с учетом экологических и технических факторов: объемов дноуглубительных работ, глубин на месте складирования, современного состояния основных гидрохимических и гидробиологических параметров, использования локальных участков пониженной биологической продуктивности, минимизации расстояния до места разработки и обеспечения безопасности судоходства.

Для решения поставленной задачи необходимо с помощью многофакторного анализа обосновать совокупность критериев, по которым определяются возможные места дампинга. В настоящее время наиболее эффективным инструментом, позволяющим решать подобные задачи, являются геоинформационные системы (ГИС).

ГИС «Дампинг» – геоинформационная система, созданная в сотрудничестве с Одесским национальным университетом, предназначена для поиска и объективного обоснования (при практическом исключении «человеческого фактора») выбора мест складирования грунтов дноуглубления и представляет собой комплекс тематических информационных слоев, содержащих собственную оригинальную информацию.

Целью создания системы было получение характеристики изучаемых акваторий по некоторой суммарной величине, которая включала бы в себя основные критерии, а также учитывала значимость каждого из них при выборе места дампинга.

Основными задачами для достижения поставленной цели были следующие:

1. Охарактеризовать значимость каждого анализируемого критерия и определить его весовой вклад в выбор места дампинга.
2. Построить балльную схему каждого критерия, определив для нее пределы, метод и детальность интерполяционных процедур.
3. Произвести суммирование всех созданных балльных интерполяционных схем критериев для получения итоговой схемы пригодности территории для дампинга.

Исходя из существующих государственных нормативов и правил, регламентирующих положения места дампинга грунтов на украинской части Азово-Черноморского шельфа, при подготовке исходных данных для ГИС «Дампинг» проводится изучение и комплексный анализ опубликованных, архивных и фондовых материалов по геологическим, литологическим, батиметрическим, геоморфологическим, гидрологическим, гидробиологическим и экологическим исследованиям и гидротехническим работам на заданной акватории. На этой стадии также анализируются существующие места отвалов, обобщаются и формализуются критерии, определяющие расположение района возможного дампинга:

- гидрологическая структура вод;
- динамика вод;
- режим ветра и ветрового волнения;
- характеристика рельефа дна и донных отложений;
- гидрохимические показатели воды, геохимические характеристики донных отложений и грунтов дноуглубления;
- навигационная и гидрографическая обстановка;
- гидробиологическая характеристика донных биоценозов.

Основным методом формализации данных является введение безразмерной величины – балла. Так как значения различных признаков в действительности неодинаковы, появляется необходимость введения понятия веса признака. Вместе с тем, очевидным является и то, что вес признака может изменяться в зависимости от поставленных целей и задач, поэтому именно цель определяет как величину балльной оценки, так и ее ранжированность. Такое ранжирование показателей внутри каждой группы критериев позволяет установить приоритет значимости этих групп критериев и определит критические и предельные совокупности показателей.

Опираясь на принципы оценки веса признаков, каждый из признаков оценён исходя из балльной системы по отношению к его роли и значению в процессе формирования территории дампинга. Последние определяются на основании сформированной базы данных, накопленного опыта и практики проведения дноуглубительных работ и экологического мониторинга за ними. Рост веса признака определяется его положительным влиянием на условия отвода территории дампинга, снижение – его отрицательным влиянием.

Однако даже после проведенной формализации данных и введения баллов возникает сложность, связанная с тем, что каждый признак проанализирован

по своей сети опробования, не совпадающей с сетью опробования других признаков. Для решения этой проблемы необходимо создать сплошное поле признака, получившее название «цифровая модель», где каждой точке территории будет присвоено свое значение. Основными параметрами, которые характеризуют создаваемую цифровую модель, являются ее размер и детальность, а также метод, применяемый для интерполяции значений признаков по всей выбранной площади. Размеры цифровой модели в данном случае определяются максимальной удаленностью безопасного плавания грунтоотвозных судов.

Детальность построения цифровой модели определяет количество элементарных ячеек на территории, для которых производятся расчеты анализируемого признака. Чем больше таких элементарных ячеек, тем меньше их размер и, соответственно, более детально представляется распределение признака по территории. Для ГИС «Дампинг» оптимальной является ячейка размером 100 x 100 метров. Такая детальность позволила с высокой точностью изобразить распространение по изучаемой территории всех анализируемых критериев.

Метод интерполяции выбирается на основании того, что ряд признаков имеют достаточно неравномерную сеть опробования, однако значения каждого признака должны быть присвоены каждой элементарной ячейке. Наиболее удобным для решения этой задачи является применение метода интерполяции Крайгинга (Kriging).

После введения запрещающих признаков, по которым соответствующие площади исключаются при выборе места дампинга (навигационно-гидрографические обстановка), формируется базовая информация, подготовленная к суммированию информационных слоев с целью выявления наиболее благоприятных интегральных участков. Проведя такое суммирование, получаем интегральную результирующую схему с нанесением участков различной степени пригодности для отвалов грунтов дноуглубления.

На основании анализа схемы выделяются наиболее благоприятные для дампинга грунтов дноуглубления акватории. Их характеристики носят интегральный характер и базируются на сочетании наиболее благоприятных условий.

Работы с применением ГИС «Дампинг» проводятся на стадиях технических предложений и технико-экономических обоснований инвестиций, и по их результатам для дальнейшего проектирования морских подводных отвалов выбираются перспективные участки акваторий с оптимальными технико-экономическими и экологическими характеристиками.

Проведение эксплуатационных дноуглубительных работ на Бугско-Днепровском лиманном и Херсонском морском каналах, акваториях ООО «Трансинвестсервис», в портах Южный и Мариуполь с выбором мест подводных отвалов по предложенному принципу позволило:

- расположить их в районах, которые не являются ценными в рыбопромысловом отношении;
- снизить технологические потери грунтов при сокращении дальности транспортировки;
- не допустить техногенную заносимость объектов дноуглубления и сложившуюся динамику перемещения наносов;
- минимизировать негативное воздействие на сложившиеся процессы формирования биоресурсов районов, прилегающих к местам отвала грунта.

Выполнение этих условий изменяет характер поиска и эксплуатации отвалов грунта, которые приобретают принципиально новые тенденции, учитывающие требования охраны водной среды и отвечающие принципам складирования, а не сваливания грунтов дноуглубления.

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ КЕРЧИ И ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ УЧЕНЫХ И ОБЩЕСТВЕННОСТИ

В. Ф. Попов

КРА «Экология и мир»

Представители экологической общественности города, члены Керченской организации Крымской республиканской ассоциации «Экология и мир», благодарны руководству Южного НИИ за помощь и понимание проблем экологической общественности и готовность к сотрудничеству. Впервые пять лет назад наша организация предложила проводить на базе ЮгНИРО конференции по проблемам экологии Азово-Черноморского региона и была поддержана. Одна из них проводилась на базе тогда еще Керченского морского технологического института. Три года назад по предложению директора ЮгНИРО мы приняли решение поднять статус конференции до международного уровня. Это решение оказалось верным.

Те из вас, кто бывал прежде в нашем городе или периодически посещает его, не могли не заметить, как благодаря титаническим усилиям нашей власти, город хорошеет. Обретает европейский вид его центральная часть. Керчь стала третьим городом Крыма, где имеется троллейбус. Дворы постепенно становятся чище. На 20-й сессии городского Совета в июне этого года говорилось, что в городе за год образуется около 200 тыс. м³ бытовых отходов, но на свалку, то есть, полигон ТБО, исчерпавший свой ресурс почти двадцать лет назад, в прошлом году, например, было вывезено всего 1543,2 м³. Следовательно, остальные 50 тыс. м³ были сброшены где попало, причем, большая часть их просто сожжена. Возникает вопрос, как много ядовитых веществ вместе с дымом вдохнули керчане? На этом губительные последствия выброшенных отходов не заканчиваются. Этими отходами в п. Аршинцево заполнены места выемки пильного камня. В результате, образующийся фильтрат, просачиваясь через известняки, способен загрязнить наши скудные водоносные горизонты.

Присутствующим известно, что днепровская вода, пришедшая к нам по Северо-Крымскому каналу, нуждается в серьезной доочистке, так как содержит высокие концентрации взвешенных частиц (мутная) и органики, а будучи обеззараженной жидким хлором, содержит токсичные летучие хлорорганические соединения. Образование их можно было бы значительно снизить. Но беда в том, что станция водоочистки как была запущена более тридцати лет по временной схеме, без цехов углевания, известкования, так и функционирует в усеченном виде. Никогда не использовался по соображениям экономии резервуар первичного отстаивания и хлорирования воды, входящий в комплекс 4 насосной станции у Ново-Николаевского водохранилища. В результате, вся необходимая доза хлора вбрасывается на станции водоочистки. И вода повышенной мутности и с повышенным содержанием остаточного хлора сразу закачивается в магистральные водоводы и поступает в квартиры керчан, т. к. город, к тому же, вместо двухсуточного стратегического запаса воды, обеспечен ею лишь на четверть из-за отсутствия резервуаров-накопителей. В итоге значительная часть керчан, лишенная возможности приобретать бутилированную воду или бытовые фильт-

ры, потребляет воду, которую трудно не назвать технической. Поэтому работники городской СЭС постоянно призывают население не потреблять воду без точного отстаивания и кипячения. Подобную разъяснительную работу на протяжении трёх лет вела и наша организация, работавшая над реализацией общекрымской программы КРА «Экология и мир»: «Вода для устойчивого развития и здоровья в Крыму». С той лишь разницей, что мы говорили людям правду о наличии в т. н. питьевой воде опасных для их здоровья летучих хлорорганических соединений.

Город, здания, население страдают от выбросов автотранспорта, которые порой смешиваются с дымом горящего бытового мусора. Можно ли решить эту проблему? Можно. Идеальное решение – это, прежде всего, строительство объездной дороги, которая обязательно будет построена, если начнется строительство транспортного перехода через Керченский пролив, но когда это еще будет. А более короткий путь – отказаться от многих десятков микроавтобусов малой вместимости, заменив их автобусами, что позволит сразу решить несколько проблем: разгрузить улицы, сделать их более безопасными, а воздух улиц чище – как это сделали, например в Феодосии. Я уже не говорю о шумовом загрязнении города и его последствиях. Обстоятельно об этом можно прочитать в газете «Керченский рабочий». Жаль только, что автор своим вниманием обошел Керченский морской торговый порт, руководство которого, видимо, считает, что ночь – это самое подходящее время для перегрузки металлолома в центральной части города, а у людей, живущих рядом с погрузрайоном порта, давно атрофирована способность слышать этот оглушительный грохот. Странно, что он продолжается и после вступления в силу «Правил благоустройства г. Керчи», регулирующих и проблемы шумового загрязнения окружающей среды.

Как известно, Керчь – город приморский. Многие люди завидуют керчанам, что они живут в городе, который не очень широкой лентой почти на 50 км растянулся вдоль побережья. Как же это здорово – после трудового дня выйти к морю, подышать морским воздухом, опустить в воды пролива уставшие ладони, полюбоваться морской далью, но не торопитесь завидовать керчанам, особенно жителям центральной части города, ведь только в просветах между предприятиями действительно можно увидеть морскую даль. За всем остальным придется ехать многие километры. Потому что в прибрежной полосе размещены предприятия, построенные как десятилетия назад, так и ныне строящиеся. Особенно в моду стали входить терминалы: зерновой, нефтепродуктов, масложировой, а теперь еще и газовый, причем это только в морском рыбном порту. В восточной части Керчи – это терминал по перевалке ароматических углеводов, в южной части, в Камыш-Бурунском порту – терминал по ежегодной перегрузке (через 48 месяцев) 3-х млн. т цемента.

Не поэтому ли, как утверждает статистика, в Керчи за 8 месяцев родилось 630 детей, что на 16 человек меньше, умерло 1482 человек, что на 4 человека больше минувшего года. В возрасте до 1 года умерло 7 человек. И это в городе с населением около 150 тыс. человек. Средние показатели мрачной статистики выше средних по Крыму и тем более среднеукраинских.

С одной стороны радуется, что по железнодорожной ветке, связывающей Порт Крым со станцией Керчь, все чаще и чаще идут тяжеловесные составы, преимущественно с нефтепродуктами, но с другой стороны, возникает опасность ава-

рийной ситуации. Дело в том, что последние 15 лет по этой дороге два раза в день курсировал лишь состав из 2-3-х пассажирских вагонов. Значительная часть шпал прогнила, костыли разворованы, плашки вместо 2-3-х костылей нередко имеют по одному и те не касаются рельса. Если вдруг произойдет опрокидывание цистерн да еще с возгоранием, – это катастрофа превзойдет львовскую с фосфором, поскольку до ближайших домов улицы Котовского чуть больше 50 метров, а рядом поселки Капканы и Еникале.

Когда член Керченской организации «Экология и мир», военный инженер-путеец обнаружил такую перспективу и обратился в городскую службу МЧС, там ответили, что за состояние железной дороги они не отвечают (?). А как же быть с предупреждением аварий и катастроф?

Озабоченность по поводу столь критической экологической обстановки в городе послужило толчком для создания при Керченской организации «Экология и мир» общественной инспекции экологического контроля. К сотрудничеству мы приглашаем экологов: ученых, специалистов, студентов старших курсов. Ведь есть же в городах Украины, России, Белоруссии при вузах Дружины охраны природы. Это для них Киевский эколого-культурный центр и Киевский национальный университет 2-4 ноября 2007 г. проводят международный семинар на тему: «Охрана биоразнообразия, заповедное дело, экологическая этика и борьба с браконьерством». А если в нашем городе, где структурные подразделения 5 вузов, в которых 440 преподавателей, из них 118 человек с ученой степенью обучают 3938 студентов, нет ни экологических дружин, ни отрядов, то что-то здесь не так. И пусть простят меня мои коллеги, в наших вузах в процессе преподавания «не факелы зажигают», а элементарно «заполняют информацией сосуды». И не удивительно, что на общественных слушаниях или при возникновении какой-либо экологической угрозы высказывают сомнения или протестуют люди старшего или преклонного возраста. Так мы никогда не воспитаем у молодежи ни гражданскую активность, ни гражданскую ответственность. И будущее нашего города видится печальным. А чтобы этого не произошло, приглашаем вас, господа, к сотрудничеству.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ХОЗЯЙСТВА КЕРЧЕНСКОГО ПОЛУОСТРОВА

А. И. Степанова¹, О. А. Петренко²

¹Керченский экономико-гуманитарный институт ТНУ, ²ЮгНИРО

Природа Керченского полуострова характеризуется рядом своеобразных черт, отличающих ее от других районов Крыма. Здесь сочетаются природные комплексы, характерные для Крымского предгорья, Присивашья, Тарханкута. Ландшафтная оригинальность полуострова обусловлена главным образом резким различием свойств распространенных здесь горных пород и образованных ими форм рельефа, а также длительным антропогенным воздействием, приведшим как к деградации многих естественных, так и к формированию совершенно новых антропогенных ландшафтов [8].

До недавнего времени функционирование в этом регионе портово-промышленного города Керчь, а также слабое развитие зон отдыха на побережьях Азовского и Черного морей заставляли рассматривать Керченский полуостров в целом как промышленный, а не как рекреационный регион [1, 4]. В настоящее время, учитывая особенности физико-географического положения Керченского полуострова, большое разнообразие рекреационных ресурсов природных комплексов, наличие ценных историко-археологических памятников и экономических предпосылок для развития рекреационной деятельности, целесообразно использовать имеющиеся здесь естественные и иные ресурсы для развития, прежде всего, рекреационного потенциала, который, по нашему мнению, достаточно высок [6, 7, 10].

Рекреационные ресурсы побережья Керченского полуострова представлены минеральными водами, лечебными грязями, ценными видами водорослей, рапой, лечебно-климатическими условиями, грязевыми вулканами, наличием протяженной береговой полосы, омываемой водами Азовского и Черного морей с естественными песчаными пляжами, живописными ландшафтами с достаточно высокой степенью нетронутости природы, памятниками природы, заповедными территориями [5].

Для активизации развития рекреации на Керченском полуострове и территории города, привлечения внимания и заинтересованности инвесторов необходимо решить ряд задач, в число которых входит и оценка экологического благополучия региона. Экологические проблемы, которые проявляются на рассматриваемой территории, являются, в основном, следствием иррациональной хозяйственной деятельности [3].

В настоящее время на Керченском полуострове наблюдается разрушение прибрежных экосистем в результате оползней и абразий. При этом основной разрушительной силой являются морской прибой и течения. Это не только создает угрозу исчезновению естественных биоценозов прибрежной зоны, естественных песчаных пляжей, но и резко ухудшает способность экосистем к самоочищению, что ведет к ухудшению санитарно-гигиенического состояния вод, и, как следствие, к снижению рекреационного потенциала.

Борьба с оползнями во многих случаях оказывается сложной, дорогостоящей и зачастую неэффективной. Чтобы успешно провести противооползневые

мероприятия, необходимо высококачественное выполнение инженерно-геологических изысканий для оценки фактической устойчивости склона.

При абразии основной разрушительной силой являются морской прибой и, в меньшей степени, течения.

Крайне актуальной проблемой района является размывание Аршинцевской косы. При этом большое значение имеет самовольное строительство на косе, что приводит к изменению направления течений и, соответственно, к непредсказуемому хаотичному переносу донных осадков в береговой зоне. По данным Крымского противооползневого Управления с апреля 1981 г. по апрель 2004 г. отмечено общее отступление от берега с восточной стороны Аршинцевской косы до 80 метров. В северной части косы отступление берега составило до 38 метров. За зиму 2004 г. урез отступил на 18 метров. Под угрозой разрушения оказались линии электропередач и дорога. Размыв песчаных пляжей и территории косы продолжается.

Несколько лет подряд продолжается размыв пляжей в районе поселка Эльтиген. Аварийно опасные участки имеются на территории города Керчь.

На территории города, особенно в центральной части, развиваются процессы подтопления грунтовыми водами жилых зданий, административных и культурных, детских учреждений, промышленных предприятий. Эти процессы, по данным противооползневого Управления, связаны как с климатическими и геоморфологическими особенностями территории г. Керчь, так и с техногенными факторами, вызванными активизацией строительных и реконструкционных работ, прорывами водопроводных сетей, износом водоотводящих коммуникаций.

Острой проблемой является состояние эксплуатируемого полигона бытовых отходов.

На воздушную среду города Керчь оказывает влияние работа морского торгового порта, специализирующегося на перевалке различных грузов (ферросплавы, сера, сода кальцинированная, уголь, кокс и др.), и транспорт.

Необходимо отметить негативные экологические последствия для экосистем Керченского полуострова и территории города Керчь в результате загрязнения прибрежных вод. Кроме загрязнения бытовыми отходами, на устойчивость водных экосистем оказывает влияние и работа предприятий на водном транспорте. Особенно это касается предприятий морехозяйственного комплекса, деятельность которых обуславливает поступление в морскую среду различных токсичных соединений: сернистого и хлористого железа, никеля, свинца, хрома, цинка, нефтепродуктов, поверхностно-активных веществ [2, 9].

Подобная ситуация складывается с коммунальными и бытовыми стоками, так как очистные сооружения в настоящее время не обеспечивают их должной очистки.

Острой экологической проблемой Керченского полуострова является недостаток и низкое качество пресной воды для обеспечения бытовых и технических нужд населения рассматриваемого района.

Крайне актуален вопрос экологического состояния Керченского пролива. В последнее время к проблеме роста индустриализации Керченского региона в сфере нефтегазовой, транспортной, рыболовной, рекреационной отраслей, осуществляемой как Украиной, так и Россией, добавились социальные, политические, пограничные проблемы и, в связи со всем этим, – проблемы экологические [2].

К ним в первую очередь относятся:

- влияние строительства дамбы через Тузлинскую промоину;
- строительство аммиачного терминала на Таманском полуострове;
- рост неконтролируемых рейдовых и береговых перегрузок навалочных и наливных грузов в пределах рыболовной зоны Российской Федерации;
- значительный рост проводок судов Керченским проливом;
- строительство нефтехранилищ в портах Кавказ, Тамань [2].

Анализ обобщенных данных о перевалке нефтепродуктов в Керченском проливе и предпроливной зоне Черного моря (в пределах Украины) показал, что за период 1999-2005 гг. в этом районе было перегружено около 9,0 млн. т нефтепродуктов, в том числе мазута – 4,5 млн. т, сырой нефти – 2,8 млн. т, печного топлива – 1,0 млн. т, дизельного топлива – 0,95 млн. т. Суммарный объем перевалки нефтепродуктов за рассматриваемый период варьировал в пределах 0,45-2,7 млн. т в год. В последние два года он составляет около 1,5 млн. т в год [9].

Таким образом, для решения указанных экологических проблем необходимо только выполнять следующие природоохранные мероприятия:

- эффективное функционирование рекреационного хозяйства можно обеспечить только путем разработки концепции его развития с определением приоритетов и пределов эффективного использования рекреационных ресурсов на основе системы их экологических и экономических оценок;
- целесообразно проведение рекреационного зонирования Керченского полуострова, это может способствовать разработке экономического механизма развития единой крупной рекреационной структуры, в которую, наряду с ресурсами курортных зон, ограниченной площадью существующих курортов, могут быть вовлечены значительные прибрежные территории Азовского и Черного морей;
- при дальнейшей разработке данного вопроса необходимо сделать акцент на оптимальное использование каждого рекреационного компонента, его экологические особенности, предотвращение или максимальное снижение возможных вредных последствий функционирования рекреационного хозяйства, поддержание продуктивности и привлекательности природного ландшафта;
- решения должны приниматься на системном уровне, т.е. когда возможно было бы осуществить реализацию проектов, предусматривающих развитие хозяйства и, одновременно, создание современной, отвечающей всем требованиям рекреационной зоны, обеспечение развития рыбоводства.

Для этого рекомендуем:

- произвести полную оценку возможного экологического воздействия и ущерба в результате создания единого рекреационного хозяйства на Керченском полуострове, т.к. экологический ущерб и его последствия могут проявляться в самых различных видах и областях;
- провести экономическую оценку рекреационных ресурсов, определить эффективность их охраны и воспроизводства;
- определить ценность ландшафтных комплексов прибрежных территорий с учетом капитальных вложений при рекреационной застройке;
- провести детальную количественную оценку будущей трансформации экосистемы, включающую, по крайней мере, как традиционные экономи-

ческие, так и экологические показатели, которые необходимы, как индексы состояния территории и ее эволюции. Эти показатели не могут основываться только на денежном исчислении, следует искать подходы к их относительной оценке. При этом следует учитывать компоненты, выражаемые и в денежном, и в материальном исчислении (например в величинах запасов лечебной грязи и рапы), а также принимать во внимание экологические неисчисляемые факторы, такие как красота ландшафта и степень нетронутости природы.

Несмотря на множество экологических проблем, рекреационный потенциал Керченского полуострова все еще достаточно высок, и поэтому наша задача заключается в рациональном использовании природных ресурсов с учетом потребностей растущего населения.

Литература

1. **Аметов Р. Ф.** Региональные особенности хозяйственного комплекса Крыма. – Донецк: ИЭПИ НАНУ, 2001. – 282 с.
2. **Бланк Ю. И., Себах Л. К., Петренко О. А.** Экологические аспекты природопользования в районе Керченского пролива // Проблемы экологической безопасности и развития морехозяйственного и нефтегазового комплексов: Материалы IV научно-практической конференции. УО МАНЭБ (30 августа-3 сентября 2004 г., Севастополь). – Одесса, 2004. – С. 194-198.
3. **Боков В. П.** Перспективы создания единой природоохранной сети Крыма. – Симферополь: Крымучпедгиз, 2002. – 192 с.
4. Вопросы развития Крыма / Научно-практический дискуссионно-аналитический сборник. Выпуск 11: Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы. – Симферополь: СОНАТ, 1999. – 180 с.
5. **Ена В. Г.** Заповедные ландшафты Тавриды. – Симферополь: Бизнес-Информ, 2004. – 424 с.
6. Крым: хозяйство. Экономико-географический анализ / Под ред. В. Б. Кудрявцева и др. – Часть I. – Симферополь, 1993. – 79 с.
7. Крым: хозяйство. Экономико-географический анализ / Под ред. В. Б. Кудрявцева и др. – Часть II. – Симферополь, 1993. – 80 с.
8. **Подгородецкий П. Д.** Крым: Природа. – Симферополь: Таврия, 1988. – 192 с.
9. **Себах Л. К., Авдеева Т. М., Жугайло С. С., Петренко О. А.** Влияние перегрузки нефтепродуктов на компоненты экосистемы Керченского пролива // Материалы V научно-практической конференции. УО МАНЭБ (6-8 сентября 2006 г.): Развитие предприятий морехозяйственного и нефтегазового комплексов. Проблемы экологии и экономики. – Южный-Одесса: Друк, 2006. – С. 111-115.

СОХРАНЕНИЕ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЮГО-ЗАПАДНОГО КРЫМА

Л. В. Бондарева, Н. В. Миронова, Н. А. Мильчакова, В. Г. Рябогина
ИнБЮМ

Введение

Сохранение флористического и ландшафтного разнообразия относится к важнейшим природоохранным задачам, признанным на национальном и международном уровнях. Эта задача особенно актуальна в отношении Крыма, для которого сеть природоохранных территорий, составляющих около 5,6 % площади, не является репрезентативной. В последние годы начато ее решение в регионе Севастополя, поскольку в ближайшее время планируется создание нового объекта природно-заповедного фонда (ПЗФ) Украины – ботанического заказника местного значения «Караньский». В силу его удаленности от городской черты и недавнего особого военного статуса – это наиболее сохранившийся район Гераклеяского п-ова (ГП), где отмечены слабонарушенные наземные и морские фитоценозы с высоким флористическим разнообразием.

Цель работы – оценка современного состояния и природоохранной значимости наземной и донной растительности планируемого объекта ПЗФ, в том числе выявление тенденций трансформации прибрежных сообществ.

Методика

Флористические и геоботанические исследования проведены в 1997-2005 гг. по стандартным методикам [3], при классификации сообществ использован метод Ж. Браун-Бланке. Названия таксонов и синтаксонов соответствуют современным требованиям [5, 14, 15]. В основу экологической оценки легли данные и принципы, изложенные в «Материалах к проекту Красной книги Крыма» и в «Зеленой книге Украины» [2, 6]. В обсуждении использованы неопубликованные данные о региональном охранном статусе таксонов.

Изучение донных фитоценозов проводили в летний период 2005 г. В исследуемой акватории выполнен один гидробиотанический разрез, на котором станции располагали на глубинах 0,5; 1; 3; 5; 10 и 15 м. Отбор проб осуществляли по стандартной методике, закладывая на каждой глубине учетные рамки 50 x 50 см в четырехкратной повторности. Всего собрано и обработано 24 количественные пробы. Для анализа многолетних изменений состава и структуры фитоценозов привлекали опубликованные и архивные материалы отдела биотехнологий и фиторесурсов Института биологии южных морей (ИнБЮМ), известные для этого района и собранные по аналогичной методике [8]. Степень загрязнения морской воды косвенно оценивали по вычисленному флористическому коэффициенту Чени [9], при анализе структуры фитоценозов использовали индекс видового разнообразия Шеннона (H).

Результаты и обсуждение

Планируемый заказник охватывает территорию между Балаклавской бухтой, высотой Горной и Мраморной балкой и прилегающую к ней акваторию у

мыса Кая-Баш. Он характеризуется своеобразными физико-географическими условиями. Мраморная балка проходит по линии сброса, отделяющего сарматские отложения от известняков юрского периода мезозоя. Следующие за ней высоты Кая-Баш являются началом Главной гряды Крымских гор [7]. Предлагаемый к заповеданию участок принадлежит к Севастопольскому району Горнокрымского округа Крымско-Новороссийской провинции Эвксинской подобласти Средиземноморской области [4]. Участок берега между Мраморной балкой и Балаклавской бухтой имеет признаки береговой зоны Южного берега Крыма [7].

Наземная растительность. Основным критерием, определяющим ботаническую ценность территории, является наличие раритетных видов (охраняемых, редких, эндемичных) и фитоценозов. В границах планируемого заказника встречается 42 таксона, которые имеют различный природоохранный статус. Большая часть обнаруженных здесь видов включена в Красную книгу Украины (25 видов). Здесь также отмечены таксоны, включенные в четыре международных природоохранных списка: в конвенцию «О международной торговле видами дикой фауны и флоры, которые находятся под угрозой исчезновения» (10 видов), в Красный список уязвимых растений МСОП (5), в Европейский красный список (6), в приложение I Бернской «Конвенции об охране дикой флоры и фауны, а также их природных мест обитания в Европе» (2 вида). В региональный «Перечень редких и находящихся под угрозой исчезновения видов растений, не занесенных в Красную книгу Украины, которые подлежат особой охране в границах территориально-административного образования г. Севастополя» (2003 г.) занесены 11 видов. На данной территории встречаются практически все известные для ГП [1] крымские эндемичные виды высших растений.

Естественная растительность заказника обобщается 3 классами, 3 порядками, 4 союзами, 4 ассоциациями, 2 ассоциациями и 3 вариантами. Растительный покров характеризуется сочетанием сообществ классов *Quercetea pubescentis-petraea* и *Festuco-Brometea*. Для данной территории также отмечены интразональные сообщества гелофитов класса *Phragmito-Magnocaricetea* – ассоциация *Phragmitetum communis* (порядок *Phragmitetalia*, союз *Phragmition communis*).

Сообщества ассоциации *Physospermo-Carpinetum orientalis* Didukh 1996 (класс *Quercetea pubescentis-petraea*, порядок *Orno-Cotinetalia*, союз *Carpino orientalis-Quercion pubescentis*) в Крыму занимают наиболее увлажненные и богатые экотопы в классе и формируются на хорошо развитых коричневых почвах гор [13]. На юго-востоке ГП распространен вариант ассоциации *P.-C. o.* var. *Scilla bifolia* var. nov. prov., фитоценозы которого занимают преимущественно северные склоны высот и балок.

Сообщества ассоциации *Poo sterilis-Juniperetum excelsae* ass. nov. prov. (класс *Quercetea pubescentis-petraea*, порядок *Orno-Cotinetalia*, союз *Jasmino-Juniperion excelsae*) занимают сухие, большей частью приморские склоны южной, юго-западной и юго-восточной экспозиций с маломощными щебнистыми коричневыми почвами. Ассоциация *P. st.-J. ex.* отличается от синтаксонов *Linosyri-Juniperetum excelsae* Didukh, Vakarenko et Shelyag 1986 и *Phleo-Juniperetum excelsae* Didukh, Vakarenko et Shelyag 1986 присутствием в составе сообществ степных видов, таких, как например *Stipa brauneri*, *Iris pumila*. На территории планируемого заказника она представлена двумя вариантами *Poo sterilis-Juniperetum excelsae* var. *typicum* var. nov. prov. и *P. s.-J. e.* var. *Pistacia mutica* var. nov. prov.

Фитоценозы варианта *Poo sterilis-Juniperetum excelsae* var. *typicum* представляют собой сообщества очень сухих, щебнистых склонов. Общее проективное покрытие (далее – ПП) от 60 до 90 %, при этом ПП *J. excelsa* – от 5 до 25 %, а *Poa sterilis* – 5-25 %, других диагностических видов – не превышает 5 %. Эти сообщества встречаются на склонах высот Кая-Баш, Таврос и Васильевой балки, относятся к крутым склонам южной экспозиции, которые, как правило, имеют маломощный почвенный покров с обломками горных пород и на некоторых участках не формируют сомкнутого древостоя. Склоны с размытыми почвами могут быть, в первую очередь, заняты *J. excelsa*, который нетребователен к почве и влаге. В составе сообществ варианта данной ассоциации отсутствует *Pistacia mutica*.

Фитоценозы *Poo sterilis-Juniperetum excelsae* var. *Pistacia mutica* характеризуются доминированием *Pistacia mutica*. На пологих склонах и выровненных участках, где отмечены эти сообщества, создаются условия для формирования выраженного почвенного слоя. Как известно [10], уменьшение крутизны склона и смена южной экспозиции на юго-восточную и юго-западную приводят к уменьшению угла падения солнечных лучей на поверхность, что, в свою очередь, убавляет количество тепла и увеличивает влажность верхних слоев почвы, создавая предпосылки для роста *P. mutica*, *Quercus pubescens*, *Carpinus orientalis* и др.

Ассоциация *Scabioso argenteae-Stipetum brauneri* ass. nov. prov. (класс *Festuco-Brometea*, порядок *Bromopsietalia cappadocicae*, союз *Veronici multifidae-Stipion ponticae*) обобщает ксеротермные травянистые сообщества на коричневых почвах, большей частью щебнистых. Ассоциация представлена двумя субассоциациями – *Scabioso argenteae-Stipetum brauneri typicum* subass. nov. prov. и *S. a.-S. b. elytrigietosum* subass. nov. prov. Сообщества первой субассоциации характеризуются как петрофитные степи на коричневых, большей частью щебнистых почвах, которые формируются на равнинных участках и на пологих склонах высот и балок. Общее ПП достигает 70-100 %, наибольшее имеют дерновинные злаки *Festuca valesiaca* (10-50 %), *Stipa capillata* (5-50 %), *Stipa brauneri* (5-50 %), а ПП других видов не превышает 5 %. Среднее число видов в сообществах составляет 38, максимальное – 56.

Сообщества субассоциации *S. a.-S. b. elytrigietosum* отмечены на крутых склонах и склонах средней крутизны с маломощными щебнистыми почвами. Они отличаются присутствием *Elytrigia caespitosa subsp. nodosa*, *Alyssum obtusifolium*, *Centaurea orientalis*, *Poa sterilis*. Первый вид, как правило, доминирует (ПП = 5-75 %) и создает аспект фитоценоза. По своим экологическим характеристикам диагностические виды субассоциации являются литофитами и ксерофитами.

На современном этапе не возникает сомнения, что задачи охраны фитоценофона и фитоценофона должны решаться совместно, так как сохранение редких, уникальных и типичных фитоценозов обеспечивает экологические условия, необходимые для произрастания редких, исчезающих и обыкновенных видов [12]. Представленные в табл. 1 данные синфитосозологической оценки растительных сообществ иллюстрируют необходимость расширения природоохранных территорий. Два синтаксона имеют первую, наивысшую, природоохранную категорию и II и III классы природоохранной значимости, предполагающие введение заповедного или заказного режима [6]. Для остальных фитоце-

Таблица 1. Синфитосозологическая оценка растительности юго-восточной части Гераклеийского полуострова

Синтаксон	СФИ, баллы	К	КПЗ
Класс <i>Quercetea pubescentis-petraea</i>			
<i>Physospermo-Carpinetum orientalis</i> var. <i>Scilla bifolia</i>	5,9	третья	IV
<i>Poo sterilis-Juniperetum excelsae</i>	10,1	первая	II
Класс <i>Festuco-Brometea</i>			
<i>Scabioso argenteae-Stipetum brauneri typicum</i>	7,1	первая	III
Класс <i>Phragmito-Magnocaricetea</i>			
<i>Phragmitetum communis</i>	3,5	третья	IV
Примечание: СФИ – синфитосозологический индекс, К – категория, КПЗ – класс природоохранной значимости.			

нозов, которые в меньшей степени подвержены опасности исчезновения, рекомендована охрана с помощью организационно-хозяйственных методов.

Донная растительность. В растительном покрове акватории у м. Кая-Баш преобладают цистозировые (*Cystoseira crinita* + *C. barbata* – *Cladostephus spongiosus* – *Corallina elongata*) и цистозирово-филлофоровые фитоценозы (*Cystoseira barbata* – *Phyllophora nervosa* – *Cladophora dalmatica*), занимающие глубины от 0,5 до 10 м и от 10-15 м соответственно. Их видовой состав включает 55 видов, из которых 11 относятся к зеленым, 13 – бурым и 31 – красным макроводорослям (табл. 2). Структура цистозировых фитоценозов четырехъярусная, под пологом цистозирь произрастают *Cladostephus spongiosus* (= *C. verticillatus*), *Ulva rigida*, виды рода *Corallina*.

Таблица 2. Многолетние изменения видового состава макрофитов по глубинам у м. Кая-Баш (1964-2005 гг.)

Глубина, м	Chlorophyta		Phaeophyta		Rhodophyta	
	1964 г.	2005 г.	1964 г.	2005 г.	1964 г.	2005 г.
0,5	-*	4	-	6	-	8
1	0	1	4	5	3	6
3	0	6	5	9	3	21
5	1	5	6	7	3	18
10	3	6	7	10	12	17
15	-	7	-	7	-	14
Всего видов по отделам	4	11	11	13	17	31
Примечание: *прочерк – отсутствие данных.						

На ее слоевищах, а также доминантах нижних ярусов обильно развиваются эпифитные синузии, в которых преобладают олигосапробные виды – *Sphacelaria cirrhosa*, *Stilophora rhizodes*, *Laurencia coronopus* и *Polysiphonia subulifera*. В прибрежной зоне на глубине 0,5 м в составе эпифитных водорослей встречается *Callithamnion corymbosum*, относящийся к полисапробным видам. В средней и нижней сублиторальной зонах (глубина 3-15 м) в их составе отмечены также *Antithamnion*

cruciatum, *Apoglossum ruscifolium*, *Chondria dasyphylla*, *Ch. capillaris* (= *Ch. tenuissima*) и *Gelidium latifolium*.

Типично глубоководные виды альгофлоры распространены на глубине свыше 10 м – *Nereia filiformis* и *Zanardinia prototypus*, однако доминирующая роль принадлежит *Phyllophora crispa* (= *Ph. nervosa*). В летний период в составе фитоценозов обнаружены также сезонно-летние (*Dilophus fasciola*, *Myriactula rivulariae*, *Corynophlaea umbellata*, *Erythrocladia subintegra*, *Ceramium siliquosum* (= *C. elegans*)) и сезонно-зимние (*Bryopsis plumosa*, *Ectocarpus confervoides*, *Scytosiphon lomentaria*, *Punctaria latifolia*) виды.

Сравнительный анализ распределения макрофитов по глубинам за 40-летний период выявил их существенную трансформацию (табл. 2). Так, в 1964 г. видовой состав у м. Кая-Баш на глубине 1-10 м насчитывал 32 вида, из них зеленых – 4, бурых – 11 и красных – 17. В 2005 г. в этом же диапазоне глубин зарегистрировано 49 видов, из которых 10 относятся к зеленым, 10 – бурым и 29 – красным макроводорослям. В 60-х гг. прошлого столетия в верхней сублиторальной зоне (глубина 1-3 м) зеленые водоросли отсутствовали, а глубже – встречались, в основном, типичные представители олиготрофных вод, такие как *Chaetomorpha aerea* и *Codium vermilara*. Более 40 лет назад *Ulva rigida* произрастала только на глубине 10 м, тогда как к 2005 г. она отмечена на всем диапазоне глубин. Показательно, что в настоящее время зеленые водоросли распространены на глубине от 0,5 до 15 м, причем *Enteromorpha intestinalis*, обнаруженная в прибрежной мелководной зоне, и *Cladophora laetevirens*, зарегистрированная на нижней границе фитали, являются показателями эвтрофных вод. За истекший период общее количество бурых водорослей осталось сходным, хотя их видовой состав изменился (табл. 2). Так, к 2005 г. исчезли чистолюбивые виды *Eudesme virescens* и *Dictyota dichotoma*, а вместо *Ectocarpus arabicus* появился *E. confervoides*, предпочитающий районы, подверженные влиянию хозяйственно-бытовых стоков.

Общее количество красных водорослей и их видовое разнообразие существенно возросло, что также свидетельствует о повышении уровня эвтрофикации (табл. 2). В современных условиях на всех исследованных глубинах отмечены типичные полисапробные виды *Ceramium diaphanum* и *C. rubrum*, которые в 1964 г. не были зарегистрированы. В составе флоры не обнаружены *Dasya baillouviana* и *Rhodochorton purpureum*, характерные для чистых акваторий открытых участков побережья, но появились *Lophosiphonia obscura*, *Polysiphonia denudata* и *Ceramium siliquosum* (= *C. elegans*), произрастающие преимущественно в эвтрофированных районах и отличающиеся высокой толерантностью к хозяйственно-бытовому загрязнению. Ухудшение качества воды косвенно подтверждается также расширением ареала кальцинированных видов рода *Corallina* [11], которые сейчас распространены на всем диапазоне глубин, тогда как в 1964 г. они встречались лишь на верхней и нижней границе цистозировых фитоценозов. В 60-х гг. *Osmunda truncata* (= *Laurencia pinnatifida*) была обнаружена только в нижней сублиторальной зоне (глубина 10 м), а в настоящее время она сместилась к берегу (глубина 3 м). Изменение видового состава макрофитов отразилось на величине флористического коэффициента Чени, рассчитанного по соотношению зеленых, бурых и красных водорослей. Его значения у м. Кая-Баш повысились за 40-летний период более чем вдвое (от 1,9 до 3,9), что также сви-

детельствует о возросшей эвтрофикации прибрежной зоны изучаемого участка. Тем не менее, присутствие в структуре фитоценозов макрофитов, характерных для слабо загрязненных участков (*Chaetomorpha aerea*, *Ch. crassa*, *Ch. linum*, *Dilophus fasciola*, *Erythrocladia subintegra*), а также олигосапробных водорослей, доминирующих в эпифитной синузии, и высокая сохранность глубоководных видов (*Codium vermilara*, *Nereia filiformis*, *Phyllophora crispa*) позволяют отнести исследуемую акваторию к относительно чистой.

Анализ структуры макрофитобентоса показал, что биомасса сообществ в исследуемом диапазоне глубин варьирует от 1575,2 до 7356,7 г·м⁻². Ее максимальная величина отмечена на глубине 1 м, а минимальная – на нижней границе фитали (табл. 3). В прибрежной мелководной зоне (0,5-1 м) преобладают

Таблица 3. Многолетние изменения биомассы (г·м⁻²), численности (экз·м⁻²) и вклада эпифитов (%) в структуру донных фитоценозов у м. Кая-Баш

Глубина, м	Биомасса фитоценоза		Биомасса видов цистозир		Численность видов цистозир		Вклад эпифитов	
	1964 г.	2005 г.	1964 г.	2005 г.	1964 г.	2005 г.	1964 г.	2005 г.
0,5	-*	4849,6	-	$\frac{4359,6^{**}}{89,9}$	-	851	-	3,6
1	4975	7356,7	$\frac{4970}{99,9}$	$\frac{6430,3}{87,4}$	681	1449	0,1	12,4
3	2694	5138,4	$\frac{2468}{91,6}$	$\frac{2041,2}{39,8}$	378	376	8,4	42,6
5	3382	4926,8	$\frac{3088}{91,3}$	$\frac{1840,1}{37,4}$	238	412	7,0	50,2
10	3519	2032,1	$\frac{1357}{38,6}$	$\frac{998,8}{49,1}$	33	128	2,5	33,3
15	-	1575,2	-	$\frac{0,43}{0}$	-	1	-	1,3

Примечание: *прочерк – отсутствие данных; ** – в числителе – биомасса, в знаменателе – доля видов цистозир.

Cystoseira crinita и *C. barbata* (соответственно 89,9 и 87,4 % общей биомассы макрофитов), при этом вклад эпифитирующих водорослей невелик (3,6-12,4 %). Низкие значения индекса видового разнообразия Шеннона ($H = 0,65-0,68$) свидетельствуют об однородной структуре цистозировых фитоценозов с преобладанием видов-доминантов (табл. 4).

С увеличением глубины от 3 до 10 м доля видов цистозир в составе сообществ существенно уменьшается – до 37,4-49,1 % общей биомассы (табл. 3). В этом диапазоне глубин структура фитоценозов усложняется, а индекс Шеннона – возрастает ($H = 2,55-3,09$) (табл. 4). Вклад эпифитирующих видов с повыше-

Таблица 4. Многолетние изменения индекса видового разнообразия Шеннона у м. Кая-Баш

Год	Глубина, м					
	0,5	1	3	5	10	15
1964	-	0,01	0,42	0,54	1,49	-
2005	0,68	0,65	3,09	2,55	2,74	0,97

Примечание: *прочерк – отсутствие данных.

нием глубины значительно возрастает и достигает максимума на глубине 5 м (50,2 %). В цистозирово-филлофоровых сообществах, приверженных к глубине 10-15 м, доля эпифитов существенно ниже (33,3 и 1,3 % общей биомассы соответственно), вклад *Phyllophora crispa* в этом диапазоне глубин увеличивается с 10,7 до 76,3 %. Упрощение структуры фитоценозов отражается на величине индекса Шеннона, значение которого понижается до 0,97.

Сравнительный анализ многолетней динамики сообществ макрофитобентоса у м. Кая-Баш показал их существенную трансформацию за период с 1964 по 2005 г. Так, если нижняя граница фитали в 60-70-е гг. проходила на глубине свыше 30 м [8], то в настоящее время она не превышает 15 м. Количественные показатели фитоценозов также значительно изменились. В верхней сублиторальной зоне на глубине 1 м биомасса цистозирового сообщества и видов цистозирры увеличилась в 1,3-1,5 раза, хотя их вклад сократился с 99,9 до 87,4 % (табл. 3). Более 40 лет назад доля эпифитов в прибрежной зоне составляла 0,1%, тогда как сейчас она повысилась на два порядка. Популяционная структура цистозирры характеризуется преобладанием растений, возраст которых не превышает 3-х лет, их численность увеличилась более чем вдвое. В средней сублиторальной зоне на глубине 3 м состояние цистозирры оценивается как угнетенное, длина талломов и количество боковых ветвей на них существенно снизились, а видовое разнообразие эпифитов возросло. Хотя за сравниваемый период численность видов цистозирры оказалась сходной, однако их общая биомасса уменьшилась более чем на 20 %. При этом на глубине 3 м их доля сократилась наиболее существенно – в 2,3 раза (с 91,6 до 39,8 %). На глубине 5 м зарегистрировано увеличение общей биомассы цистозирового фитоценоза в 1,5 раза при снижении биомассы видов-доминантов в 1,7 раза (табл. 3). Численность цистозирры возросла почти во столько же раз, однако большинство растений в ценопопуляции относится к мелковозрастной группе. Показательно, что вклад эпифитов на этой глубине повысился более чем в 7 раз. В нижней сублиторальной зоне на глубине 10 м биомасса видов цистозирры и цистозирового сообщества сократилась в 1,4-1,7 раза.

Таким образом, если в верхней сублиторальной зоне на глубине 1 м наблюдается восстановительная сукцессия цистозировых фитоценозов, то на глубине 3-5 м отмечена их деградация, которая выражается в снижении видового разнообразия многолетних видов и возрастании доли эпифитирующих водорослей. Ранее такие изменения были показаны для многих районов крымского шельфа [11]. В 1964 г. на глубине 10 м в структуре макрофитобентоса преобладали цистозирово-филлофоровые сообщества, на долю цистозирры и филлофоры приходилось соответственно 38,6 и 52,9 % их общей биомассы. В 2005 г. вклад цистозирры увеличился до 49,1 %, а филлофоры – сократился до 10,7 %. Их биомасса уменьшилась в 1,4 и 8,5 раза соответственно, что, вероятно, связано с обильным развитием эпифитирующих видов, доля которых возросла на глубине 10 м более чем в 13 раз. Низкие значения индекса Шеннона в диапазоне глубин 1-5 м ($H = 0,01-0,54$), наблюдаемые в 60-х гг. прошлого столетия, связаны с господствующей ролью цистозирры и незначительным вкладом сопутствующих видов (табл. 4). Его величина в нижней сублиторальной зоне на глубине 10 м возросла за последние 40 лет почти вдвое (от 1,49 до 2,74), что связано со сменой цистозирового фитоценоза на цистозирово-филлофоровый и усложнением структуры растительных сообществ.

Заключение

Проведенные исследования в малоизученном ранее районе Гераклеийского п-ова, выявили высокую степень сохранности его наземной и донной растительности, что позволило рекомендовать его для резервирования как объект природно-заповедного фонда Украины. Такая необходимость обусловлена также угрозой расширения деятельности Балаклавского рудоуправления, планирующего разработку месторождения флюсовых известняков. На заседании сессии городского Совета в сентябре 2006 г. принято решение «О резервировании части территории Гераклеийского п-ва с целью последующего отнесения к природно-заповедному фонду Украины в качестве ботанического заказника местного значения «Караньский». Его ориентировочная площадь – 1071,28 га, в т. ч. 124,8 га прилегающей акватории Черного моря. Нецелевое использование земель в этом районе и отсутствие охранного статуса привело к росту рекреационной нагрузки на сохранившиеся участки редких редколесий с участием *Juniperus excelsa* и *Pistacia mutica*. Все это ставит под угрозу произрастание на данной территории редких и охраняемых видов растений, занесенных в Красную книгу Украины и в международные и региональные красные списки.

Анализ современного состояния макрофитобентоса у м. Кая-Баш и динамики его многолетних изменений за период с 1964 по 2005 г. выявил элементы восстановительной сукцессии цистозировых фитоценозов в верхней и средней сублиторальной зонах на глубине от 0,5 до 3 м. В средней и нижней сублиторальной зонах (глубина 5-10 м) наблюдается деградация донных сообществ, которая выражена в снижении видового разнообразия многолетних видов, количественных показателей фитоценозов, увеличении вклада эпифитирующих водорослей. Поскольку цистозировые и филлофоровые сообщества относятся к ключевым звеньям экосистемы Черного моря, их охрана и является важнейшей научной и практической задачей.

Создание нового заказника, охватывающего значительные по площади территорию и акваторию юго-западного Крыма, – важный этап в расширении сети природоохранных объектов полуострова, который является Европейским центром биологического разнообразия. Это позволит сохранить продукционный потенциал прибрежной экосистемы ГП, его ландшафтное и биологическое разнообразие, что соответствует основным направлениям региональной экологической политики, отвечает требованиям законодательных актов и основным положениям главных программных документов Украины по развитию заповедного дела.

Литература

1. **Бондарева Л. В.** Редкие и охраняемые виды высших сосудистых растений Гераклеийского полуострова (Крым) // Укр. бот. журн. – 2004. – №2 (61). – С. 106-114.
2. **Голубев В. Н., Ена А. В., Сазонов А. П.** Высшие сосудистые растения // Вопр. развит. Крыма: Мат-лы к Красной книге Крыма. – Симферополь: Таврия-плюс, 1999. – Вып. 13. – С. 80-117.
3. **Голубев В. Н., Корженевский В. В.** Методические рекомендации по геоботаническому изучению и классификации растительности Крыма. – Ялта: ГНБС, 1985. – 37 с.

4. **Дидух Я. П.** Растительный покров Горного Крыма (структура, динамика, эволюция и охрана). – Киев: Наукова думка, 1992. – 253 с.
5. **Ена А. В.** Аннотированный чек-лист эндемиков флоры Крыма // Укр. ботан. журн. – 2001. – № 6 (58). – С. 667-676.
6. Зелена книга України. Ліси. – Київ: Наукова думка, 2002. – 254 с.
7. **Зенкович В. П.** Морфология и динамика советских берегов Черного моря. – М.: АН СССР, 1960. – Т. 2. – 214 с.
8. **Калугина-Гутник А. А.** Фитобентос Черного моря. – Київ: Наукова думка, 1975. – 248 с.
9. **Калугина-Гутник А. А.** Изменение видового состава фитобентоса в бухте Ласпи за период 1964-1983 гг. // Экология моря. – 1989. – Вып. 31. – С. 7-12.
10. **Кочкин М. А.** Почвы, леса и климат горного Крыма и пути их рационального использования. – М.: Колос, 1967. – 368 с.
11. **Мильчакова Н. А.** Макрофитобентос / Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (черноморский сектор). – Севастополь: ЭКО-СИ-Гидрофизика, 2003. – С. 152-208.
12. **Стойко С. М.** Экологические основы охраны редких, уникальных и типичных фитоценозов // Ботан. журн. – 1983. – Т. 68. – № 11. – С. 1574-1583.
13. **Didukh Ya. P.** The communities of the Class at the Crimean Mountains // Укр. фітоцен. зб. – Сер. А. – Вип. 1. – Київ, 1996. – С. 63-77.
14. **Mosyakin S. L., Fedoronchuk M. M.** Vascular plants of Ukraine: A nomenclatural checklist. – Kiev, 1999. – 346 p.
15. **Weber H. E., Moravec J., Thйurillat J. P.** International Code of Phytosociological Nomenclature. 3rd edition // J. Veg. Sci. – 2000. – Vol. 11. – No 5. – P. 739-768.

СОДЕРЖАНИЕ

Гиригосов 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	3
Воля Е. Г., Дручин А. И., Черников Г. Б. Особенности нереста и нагула молоди пиленгаса в Хаджибейском лимане	10
Зуев Г. В., Гуцал К. Д., Мельникова Е. Б., Бондарев В. А. К вопросу о внутривидовой неоднородности зимующей у побережья Крыма хамсы	15
Мельникова Е. Б. О связи коэффициентов соотношения вес-длина с биологическими показателями черноморского шпрота	24
Трощенко О. А., Субботин А. А., Щуров С. В. Инвестиционная привлекательность марикультуры двустворчатых моллюсков у берегов Крыма	30
Субботин А. А., Трощенко О. А., Щуров С. В. Общие черты и региональные отличия океанографических условий для развития марикультуры двустворчатых моллюсков в прибрежной зоне Крыма	38
Иванов Д. А., Синегуб И. А. Трансформация биоценозов Керченского пролива после вселения хищного моллюска <i>Rapana thomasiana</i> и двустворчатых <i>Mya arenaria</i> и <i>Cunearca cornea</i>	45
Александров В. В. Жизненное состояние особей и ценопопуляции <i>Potamogeton pectinatus</i> L. в монодоминантных и смешанных фитоценозах	52
Морозова А. Л., Смирнова Ю. Д., Гасников С. В. Влияние природных и антропогенных факторов на трансформацию морских прибрежных экосистем Карадагского заповедника	61
Далёкая Л. Б. Развитие оболочников в некоторых районах крымского побережья	68
Терентьев А. С. Разрушение биоценоза <i>Ascidiella aspersa</i> в результате заиления Керченского предпроливья Черного моря	74
Брянцев В. А., Крискевич Л. В. Состояние черноморской экосистемы: эмпирическая оценка, возможности прогноза	83
Губанов В. И., Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П., Родионова Н. Ю. Диагноз качества вод Черного моря в районе г. Севастополя	90
Брянцев В. А., Кочергин А. Т. Оценка вероятности возникновения предзаморных и заморных ситуаций в Азовском море	98
Руднева И. И., Вахтина Т. Б., Ковригина Н. П., Омельченко С. О., Залевская И. Н., Симчук Г. В. Экологическое состояние вод юго-западной части Азовского моря	102
Петренко О. А., Авдеева Т. М., Жугайло С. С. Особенности нефтяного загрязнения Керченского пролива в условиях интенсификации хозяйственной деятельности	109

Калиниченко В. И., Рыжко В. Е., Кадурич В. Н. Современная методология выбора участков дампинга грунтов дноуглубления	115
Попов В. Ф. Проблемы экологии Керчи и взаимодействие ученых и общественности	120
Степанова А. И., Петренко О. А. Экологические аспекты развития рекреационного хозяйства Керченского полуострова	123
Бондарева Л. В., Миронова Н. В., Мильчакова Н. А., Рябогина В. Г. Сохранение природных экосистем Юго-Западного Крыма	127

CONTENTS

Giragosov V. E., Khanaychenko A. N., Elnikov D. V. Character and reasons of changeability of the main indices of the Black Sea turbot spawning population state on the south-western shelf of Crimea	3
Volya E. G., Druchin A. I., Chernikov G. B. Features of juvenile Pacific mullet spawning and fattening in Khadzhibeyskij Lagoon	10
Zuyev G. V., Gutsal K. D., Melnikova E. B., Bondarev V. A. On the issue of intraspecific heterogeneity of anchovy wintering near the coast of Crimea	15
Melnikova E. B. On association of weight-length ratio coefficients with biological indices of Black Sea sprat	24
Troshchenko O. A., Subbotin A. A., Shchurov S. V. Investment affinity of bivalve molluscs mariculture near the coasts of Crimea	30
Subbotin A. A., Troshchenko O. A., Shchurov S. V. Common features and regional differences of oceanographic conditions for bivalve molluscs mariculture in the coastal zone of Crimea	38
Ivanov D. A., Sinegub I. A. Transformation of the Kerch Strait biocenoses after invasion of predatory mollusc <i>Rapana thomasiana</i> and bivalves <i>Mya arenaria</i> and <i>Cunearca cornea</i>	45
Aleksandrov V. V. Existential state of <i>Potamogeton pectinatus</i> L. individuals and cenopopulation in monodominant and mixed phytocenoses	52
Morozova A. L., Smirnova Yu. D., Gasnikov S. V. Impact of natural and antropogenic factors on transformation of marine coastal ecosystems of the Karadag Preserve	61
Dalyekaya L. B. Development of tunicates in several area of the Crimea coast	68
Terentyev A. S. Degradation of <i>Asciadiella aspersa</i> biocenosis as a result of siltation of the Black Sea area before the Kerch Strait	74
Bryantsev V. A., Kriskevich L. V. The Black Sea ecosystem state: empirical assessment, forecast possibilities	83
Goubanov V. I., Kuftakova E. A., Kovrigina N. P., Rodionova N. Yu. Diagnosis of the Black Sea water quality in the area of Sevastopol.....	90
Bryantsev V. A., Kochergin A. T. Assessment of possibility of occurrence of pre-suffocation and suffocation events in the Azov Sea	98
Rudneva I. I., Vakhtina T. B., Kovrigina N. P., Omelchenko S. O., Zalevskaya I. N., Simchuk G. V. Ecological state of waters in the south-western Azov Sea	102
Petrenko O. A., Avdeeva T. M., Zhugaylo S. S. Features of the Kerch Strait oil pollution in conditions of economical activity intensification	109

Kalinichenko V. I., Ryzhko V. E., Kadurin V. N. Up-to-date methodology for choosing of grounds for dumping of dredging soils	115
Popov V. F. Problems of ecology in Kerch and interaction of scientists and community	120
Stepanova A. I., Petrenko O. A. Ecological aspects of the recreation economy development of the Kerch Peninsula	123
Bondareva L. V., Mironova N. V., Milchakova N. A., Ryabogina V. G. Conservation of natural ecosystems of the South-Western Crimea	127

**СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИИ
АЗОВО-ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА**

МАТЕРИАЛЫ III МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

Ответственный редактор к. г. н. *Б. Н. Панов*

Редактор *Н. А. Лебедева*

Технические редакторы *Т. А. Трушина, Е. А. Савчук*

Подписано в печать

Формат 210 x 298. Усл. печ. л. 9,3. Тираж 300 экз.

2008 Издательский Центр Южного
научно-исследовательского института морского
рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО)