

---

---

Морские охраняемые акватории

---

---

## МОРСКИЕ РЕЗЕРВАТЫ – ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДПОСЫЛКИ К СОЗДАНИЮ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЮ

© 2009 г. В. О. Мокиевский

*Институт океанологии им. П.П. Шириова РАН, Москва 117997  
e-mail: vadim@ocean.ru*

Статья принята к печати 21.05.2009 г.

Обзор посвящен проблеме создания и функционирования морских резерватов в контексте актуальных представлений об иерархической организации морских экосистем. Обсуждается современное состояние теоретического обеспечения создания и функционирования морских охраняемых акваторий (МОА). В последние десятилетия на фоне растущего числа МОА наблюдается явный дефицит исследований, посвященных экологическим основам создания и функционирования морских резерватов, поскольку основное внимание в дискуссиях последних лет направлено на обсуждение и решение социально-экономических проблем. Однако возможно, что низкая эффективность существующих МОА – это результат недостаточных естественно-научных оснований при их планировании. Приведен анализ изменения относительной значимости отдельных факторов антропогенной природы, влияющих на биологическое разнообразие морских организмов. Показано, что при планировании морских резерватов и разработке основ их функционирования необходимо учитывать характерные масштабы структурных единиц морских экосистем, а также пространственные масштабы проявления различных антропогенных факторов. С учетом современных представлений сформулированы новые подходы к созданию морских резерватов и управлению ими, в частности, предлагаются некоторые теоретические основания к определению минимальной площади резерватов и иерархический подход к организации их сетей. Проанализированы формальные схемы классификации биотопов (The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland; EUNIS).

**Ключевые слова:** морские резерваты, заповедники, донные сообщества, бентос, пространственно-временные масштабы, классификация, площадь.

**Marine protected areas: theoretical background for design and operation.** V. O. Mokievsky (Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow 117997)

This review paper deals with the problem of the design and operation of marine reserves in the context of modern views on the hierarchical organization of the marine ecosystems. The state of the art in the theoretical aspect of the establishment and development of marine protected areas (MPAs) is discussed. Despite the increasing number of publications on MPAs, which are mainly focused on social and economic issues, studies devoted to the ecological bases for the establishment and operation of marine reserves are still scarce. However, the low efficiency of the existing MPAs and their systems may be a result of the lack of the ecological background for the MPA design. Recent threats to the diversity of marine organisms are analyzed, and changes in the relative significance of anthropogenic factors affecting the marine biological diversity are assessed. The hierarchical nature of and the existence of characteristic spatial scales in the marine ecosystems are critical issues that must be taken into account together with scale-oriented analysis of the anthropogenic threats. On the basis of the scale-oriented concept of the marine ecosystems, new theoretical approaches to the design and operation of MPAs are formulated. In particular, theoretical bases for the estimation of the minimal size of marine reserves and a hierarchical approach to the design of MPA systems are proposed. Formal schemes of classification of sea bottom communities (The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland; EUNIS) are discussed. (Biologiya Morya, Vladivostok, 2009, vol. 35, no. 6, pp. 450–460).

**Key words:** marine protected areas, MPA, benthic communities, benthos, spatial-temporal scales, habitat classification.

Морским охраняемым акваториям (МОА) (или Marine Protected Areas – МРА), в том числе подходам к их созданию и функционированию, посвящена обширная литература. Основное внимание в публикациях последних лет уделяется социально-экономическим и политическим аспектам этой проблемы. Однако нерешенными остаются многие биологические и океанографические задачи, связанные с организацией и функционированием морских особо охраняемых природных территорий (ООПТ). Какова минимальная площадь акватории, выделяемой для охраны? Каким должно быть размещение за-

поведных участков в пространстве? Ответы на эти вопросы напрямую связаны с определением круга тех задач, ради которых создаются заповедные территории и акватория. Если принять, что основная цель создания заповедных участков в море – это поддержание экологического равновесия или сохранение биологического разнообразия (как популяционного и видового, так и экосистемного) на определенной акватории, то вопрос о ее минимальной площади становится первостепенным.

В данной публикации анализируется состояние теоретического обеспечения создания и функциониро-

---

<sup>1</sup>Работа выполнена при поддержке Баренцевоморского отделения Всемирного фонда дикой природы (WWF).

вания морских резерватов, а также обсуждаются существующие подходы к определению площади и пространственного размещения морских резерватов с точки зрения современных представлений о пространственной организации донных сообществ.

*Морские охраняемые акватории:  
современное состояние проблемы*

Около 40 лет назад было высказано предположение, что для прибрежных морских парков достаточной является площадь порядка 200 км<sup>2</sup> (Васси, 1970, цит. по: Реймерс, Штильмарк, 1978). По данным на 2003 г., в мире существует 4116 морских ООПТ общей площадью 1 600 000 км<sup>2</sup>, т.е. средняя площадь каждого равна примерно 400 км<sup>2</sup>. Однако большинство охраняемых акваторий имеет гораздо меньшие размеры. Так, в тропической области, где до сих пор расположена основная часть морских и прибрежных ООПТ, их площадь редко превышает 100 км<sup>2</sup>, а модальные размеры охраняемых участков составляют около 5 км<sup>2</sup>.

Проблемы создания и функционирования морских ООПТ широко обсуждаются в специальной литературе. В 1995 г. группа под руководством Г. Келлахера завершила большую работу по инвентаризации охраняемых акваторий мира (Kelleher et al., 1995). Анализу функционирования морских ООПТ и подходам к их созданию в разных широтных зонах был посвящен специальный номер журнала "PARKS" (1998, Vol. 8, № 2). Обзор этих дискуссий был опубликован мною в журнале "Заповедники и национальные парки" (Мокиевский, 2000, 2002).

В 1999 г. для Международного союза охраны природы взамен подготовленной в 1991 г. (Kelleher, Kenchington, 1991) и уже устаревшей была разработана новая версия "Руководства по созданию морских охраняемых акваторий" (Kelleher, 1999). Авторы существенно пересмотрели критерии выбора участков для создания МОА. Был слегка расширен и модифицирован список экологических критериев. В частности, добавлено представление о необходимости учета генетического разнообразия видовых популяций на охраняемых участках, сформулированное, однако, в самом общем виде. Обсуждая вопрос о площади охраняемых акваторий, авторы, избегая прямых указаний, говорят о возможности создания либо одного крупного, либо сети мелких резерватов.

За прошедшее десятилетие число морских ООПТ увеличилось на треть, а количество посвященных им публикаций – многократно. Однако акцент в дискуссии перенесен в область управления охраняемыми акваториями, а в большей части публикаций анализируются экономические и социально-политические факторы, влияющие на функционирование ООПТ. При этом подчеркивается низкая эффективность существующих морских ООПТ и их слабая способность противостоять негативному влиянию антропогенных факторов на морскую среду (Jameson et al., 2002; Pearce, 2002). На этом фоне биологические и океанографические основания для создания ООПТ оказываются на втором плане.

В 2002 г. Международный конгресс по устойчивому развитию сформулировал задачу создания к 2012 г. репрезентативной системы морских охраняемых акваторий, охватывающей все побережья. В 2003 г. V Всемирный конгресс по природным паркам и заповедникам разработал рекомендации для достижения этой цели (Recommendations..., 2003). Основное внимание в них уделено совершенствованию правовых инструментов охраны, взаимодействию с местным населением, зависящим от морских ресурсов, обеспечению устойчивого прибрежного рыболовства и т.д. Планировалось существенно увеличить общую площадь строго охраняемых морских акваторий – до 20–30% от площади каждого биотопа. Было отмечено, что даже для коралловых рифов, где число охраняемых зон максимально (под формальной охраной находится около 20% от общей площади коралловых рифов, оцененной суммарно в 284 300 км<sup>2</sup>), лишь 4% акватории полностью исключено из хозяйственной деятельности, на остальной площади существуют ООПТ с более мягким режимом. В целом для прибрежной зоны морей мира под различными формами охраны находится около 7% площади (Green et al., 2003).

В то же время, за пределами профессионального сообщества, непосредственно связанного с созданием или функционированием морских резерватов, роль заповедных акваторий в стабилизации численности популяций, в нейтрализации антропогенного влияния и в снижении различных негативных воздействий на экосистемы явно недооценивается. Так, в фундаментальной сводке по трансформации морских побережий (Valiela, 2006) морские резерваты вообще не упоминаются. Объективная оценка роли морских резерватов в поддержании стабильности морских экосистем требует критической оценки современных факторов, угрожающих морскому биоразнообразию и стабильности морских экосистем, с обязательным ранжированием их по степени важности. Далее следует оценить возможный вклад резерватов в предотвращение или снижение риска каждой из угроз.

*Угрозы морским экосистемам  
и роль морских резерватов*

Задача создания глобальной и национальной систем морских ООПТ настоятельно требует вновь обратиться к вопросам выбора принципов размещения и оптимальной площади резерватов. Особенности морской среды накладывают существенные ограничения на возможность прямого переноса опыта наземных ООПТ на морские и прибрежные акватории. С одной стороны, *большая открытость морских экосистем, а также системы течений, обеспечивающие обмен генетическим материалом между удаленными популяциями и одновременно переносящие загрязнения на большие расстояния от источников, – это факторы, которые необходимо учитывать при планировании пространственного размещения заповедных участков в море.* С другой стороны, характер антропогенного влияния на

морские экосистемы принципиально отличается от воздействия на суше. В морских экосистемах прямое разрушение природных комплексов и замена их на агро- и урболандшафты играют меньшую роль, чем в наземных. Прямое уничтожение прибрежных экосистем с преобразованием их в антропогенные системы проявляется при строительстве береговой инфраструктуры (портовые сооружения, рекреационные зоны); замещение природных экосистем хозяйствами аквакультуры достигает критических масштабов пока только в тропической зоне. Для умеренных и северных широт такого рода воздействие (в настоящее время и на ближайшую перспективу) ограничено относительно небольшой площадью этих хозяйств. Гораздо сильнее в прибрежных экосистемах проявляются результаты слабых и умеренных антропогенных нагрузок с кумулятивным эффектом.

Применение на протяжении столетия донных тралов для добычи рыбы в Северном море привело к значительным изменениям в структуре бентосных сообществ на всей его акватории (Hall et al., 1993; Kaiser, Spenser, 1996, и др.). Аналогичные последствия имеет и изъятие донных беспозвоночных в традиционных районах промысла (Pennington et al., 1998; Hill et al., 1999). Значительные изменения биомассы бентоса выявлены в Баренцевом море (Denisenko, Titov, 2003), где донный траловый промысел также имеет почти вековую историю. Единичное траление охватывает площадь, не превышающую несколько сотен или тысяч квадратных метров, но результаты многократных тралений воздействуют на всю экосистему моря. Так, *незначительное по своим масштабам воздействие, повторяясь многократно в течение длительного времени, приводит к последствиям, проявляющимся в масштабе морского бассейна в целом.*

Кумулятивный эффект эвтрофикации или химического загрязнения описан еще подробнее. В данном случае источник воздействия может отстоять на многие десятки и сотни километров от районов, в которых будет наблюдаться эффект. Так, общая эвтрофикация Балтийского моря, происходившая от источников, расположенных преимущественно на южном побережье, привела, в частности, к большим перестройкам бентосных сообществ (замена зарослей фукусов зелеными и бурными нитчатými водорослями) и к изменению состава и структуры сообщества рыб прибрежной зоны Аланского архипелага и побережья Финляндии (Rajasilta et al., 1999). С этой точки зрения особого внимания требует и марикультура, постепенно набирающая силу в северных и умеренных широтах. Отложенные последствия локальной эвтрофикации при высокой плотности морских хозяйств пока не выяснены.

Воздействие промысла морских организмов сказывается на размерной, возрастной и, следует полагать, генетической структуре популяций. Джексон (Jackson, 2001) суммировал известные примеры измельчания трески в зал. Мэн, снижения средних размеров лангустов у американского атлантического побережья, уменьшения средних размеров и численности устриц в Чесапикском заливе.

Последствия перелома и изменение популяционных характеристик массовых промысловых видов сказываются не сразу, но спустя какое-то время могут привести к заметным перестройкам в крупных экосистемах. Так, совместное воздействие перепромысла устриц, эвтрофикации и загрязнения из наземных источников способствовали полной перестройке структуры экосистемы Чесапикского залива в течение последнего столетия (Jackson, 2001). В пелагических и донных сообществах этого залива резко снизилась доля крупных беспозвоночных и рыб, имеющих промысловое значение; в производстве первичной продукции уменьшилась роль донных водорослей-макрофитов и морских трав и возросло значение фитопланктона; длина пищевых цепей сократилась; увеличилась роль микробной деструкции; в придонном слое отмечена гипоксия. Роль устриц в самоочищении этого водоема уменьшилась почти в 50 раз: если в 1870 г. устрицам залива требовалось около недели, чтобы профильтровать объем воды, равный объему залива, то к концу XX в. все донные фильтраторы могли выполнить эту работу за 46 нед. (Jackson, 2001).

Рассматривая общие результаты долгосрочных воздействий промысла на морские экосистемы, Джексон с соавторами (Jackson, 2001; Jackson et al., 2001) приводят различные сценарии экосистемных перестроек в разных типах экосистем, имеющие, однако, много общего: исчезновение крупных форм, сокращение длины пищевых цепей, увеличение роли бактериальных процессов в деструкции органического вещества, гипоксия в придонном слое. Эти процессы проявляются не локально, а сразу охватывают территорию, по площади равную крупному заливу или даже морю (т.е. порядка  $10^8$ – $10^{10}$  м<sup>2</sup>). Детальному анализу различных сценариев трофического каскада и его последствиям посвящено специальное исследование (Pinnegar et al., 2000).

В то же время, вымирание видов, являющееся основной угрозой в наземных экосистемах, в экосистемах моря – событие достаточно редкое. Перепромысел, как правило, не приводит к полному исчезновению вида. После снижения численности промыслового вида ниже определенного предела его добыча становится нерентабельной. Полное истребление промыслом надежно документировано лишь для одного вида морских млекопитающих – печально знаменитой стеллеровой коровы. Исчезновение карибского тюленя-монаха (одни исследователи рассматривают его как подвид, другие – как самостоятельный вид) связано не с промыслом, а с трансформацией побережья островов Карибского бассейна и с развитием рекреационной инфраструктуры.

Карлтон с соавторами (Carlton et al., 1999) в сводке, посвященной вымиранию видов в морских экосистемах, говорят о шести видах птиц (палассов баклан *Phalacrocorax perspicillatus*, оклендский крохаль *Mergus australis*, лабрадорская утка *Camptorhynchus labradorius*, бескрылая гагарка *Alca impennis*, канарский кулик-сорока *Haematopus meadewaldoi*), о трех видах млекопитающих (морская норка *Mustela macrodon*, ка-

рибский тюлень-монах *Monachus tropicalis*, стеллерова корова *Hydrodamalis gigas*) и о четырех видах беспозвоночных (брюхоногие моллюски *Lottia alveus alveus*, "*Collisella*" *edmitchelli*, *Littoraria flammea*, *Cerithidea fuscata*), для которых доказано их исчезновение в течение последних 150 лет. Со всеми оговорками о трудностях установления случаев вымирания морских беспозвоночных, темпы вымирания видов в морских экосистемах отличаются от таковых в наземных на два порядка. Однако авторы справедливо отмечают, что ситуация может в корне измениться в ближайшие годы, если продолжится прямое уничтожение коралловых рифов. Исчезновение коралловых рифов как экосистемы в любом районе Мирового океана неизбежно приведет к массовому вымиранию ассоциированных с ними видов. По расчетам Карлтона с соавторами (Carlton et al., 1999), при уничтожении 5% площади коралловых рифов могут исчезнуть от 1000 до 12 000 известных и еще не известных науке видов (при разных методиках расчетов); сокращение этих экосистем на 30% по максимальной из оценок приведет к потере 85 000 видов. В количественном выражении речь идет об относительно небольшой площади: если общая площадь коралловых рифов в мире оценивается примерно в 284 300 км<sup>2</sup> (Green et al., 2003), то 5% – это всего около 14 000 км<sup>2</sup>, т.е. акватория размером 70 × 200 км.

Несмотря на несколько алармистский характер таких оценок, они призваны подчеркнуть важную идею: темпы вымирания видов в море невелики до тех пор, пока антропогенный пресс выражен в виде промысла или умеренного загрязнения, т.е. воздействий, трансформирующих, но не уничтожающих определенные типы экосистем полностью. Масштабные преобразования экосистем – тенденция, наблюдаемая в последние десятилетия, – могут в корне изменить ситуацию, и прежде всего, в прибрежной зоне. На сегодняшний день, кроме коралловых рифов, угроза полного уничтожения существует для таких типов природных комплексов, как мангровые леса, подводные луга морских трав и, в меньшей степени, – прибойные пляжи. Данные экосистемы имеют ограниченную площадь и расположены в прибрежной зоне, где воздействие антропогенного пресса проявляется наиболее концентрированно.

Еще одна угроза разнообразию морских экосистем, проявившаяся в последние десятилетия, – это интродукция чужеродных видов в новые места обитания. Рост трансокеанических перевозок и увеличение их скорости привели к разрушению существовавших тысячелетиями биогеографических барьеров (Carlton, 1985, 1989, 1992, 1996). С балластными водами судов личинки за несколько дней могут переместиться на расстояние в сотни морских миль. Так, в балластных танках судна, стоящего в порту, Дж. Карлтон обнаружил личинок нескольких десятков видов беспозвоночных, прибывших с противоположного берега океана (Carlton, 1985). Результаты этой "экологической рулетки" (Carlton, Geller, 1993) непредсказуемы, так как невозможно предвидеть, какие виды и откуда могут быть занесены в любой порт мира и какие из них смогут

прижиться в новых условиях. Большинство видов, прибывших с балластными водами, обречено на вымирание, однако оставшиеся могут быть причиной драматических изменений экосистем в масштабах морского бассейна (например, брюхоногий моллюск рапана и гребневик *Mnemiopsis leylei* в Черном море). Наиболее подвержены инвазиям обедненные эстуарные экосистемы, где, как правило, и расположены крупные порты, а также экосистемы, трансформированные вследствие промысла, загрязнения или иных хозяйственных нагрузок. Количественных оценок процесса антропогенного перемешивания видов в Мировом океане в целом, по-видимому, не существует. Для такого хорошо изученного района, как эстуарий Сан-Франциско, показано (Cohen, Carlton, 1998), что процесс успешного вселения новых видов носит выраженный экспоненциальный характер: в начале XX в. количество чужеродных видов в этом районе не достигало 50, а к 1990 г. составило 150 или даже 200 видов.

Подводя итоги сказанному, следует подчеркнуть особенности современного антропогенного воздействия на морские экосистемы. Из рассматриваемых Конвенцией об охране биологического разнообразия трех уровней разнообразия – популяционного, видового и экосистемного (ландшафтного) – прямое антропогенное воздействие направлено на два из них: на популяционный (различные виды морских промыслов) и экосистемный (трансформация, реже – полное уничтожение определенных типов экосистем). В последние годы становится все более очевидным, что воздействие на популяционные характеристики отдельных видов может привести к масштабным экосистемным последствиям. Видовой уровень (основной для природоохранных мероприятий на суше) в морских экосистемах в настоящее время не является объектом выраженных угроз.

Ранжируя различные виды антропогенного воздействия по степени их опасности для морского биоразнообразия, следует обратить внимание на одну важную перестановку: загрязнение моря (любой природы и из любых источников), которое долгое время рассматривалось как основная и чуть ли не единственная угроза морским экосистемам, явно утратило лидирующую позицию в перечне угроз. Эффективные меры контроля (в том числе и международного, например, Лондонская конвенция и Конвенция по морскому праву), пристальное внимание общества (вызванное в ряде случаев падением доходов от туризма в приморских городах) и относительно локальное распространение позволили достичь определенных успехов в очистке моря от существующих и потенциальных источников загрязнений. Современная ситуация с загрязнением прибрежных вод выглядит далеко не безоблачной, но это, пожалуй, единственное направление охраны морских экосистем, в котором можно заметить какие-то позитивные сдвиги.

На первое место по степени опасности выходит промысел, с которым связаны снижение численности промысловых видов, модификация биотопов, трансформация пищевых цепей и т.д. Далее следует вселение чужеродных видов, последствия и масштабы которого

начали проявляться только в последние десятилетия. По своим последствиям для биологического разнообразия не менее опасным в ближайшем будущем могут оказаться прямое уничтожение или сильное изменение природных комплексов (в рекреационных целях, для развития марикультуры или строительства портовых и иных береговых сооружений). Рекреация (пляжный отдых, подводные экскурсии, любительское рыболовство, катание на моторных лодках) и сама может выступать как негативный фактор (Davis, Tisdell, 1995), хотя долгое время рекреационное использование территорий рассматривалось исключительно как позитивная альтернатива другим видам хозяйственного использования побережий. Возможность морских резерватов противостоят современным угрозам весьма ограничена, если речь идет о полностью заповедной акватории, которая меньше бассейна моря или его заметной части ( $10^{10}$ – $10^{12}$  м<sup>2</sup>).

Способность морских резерватов обеспечить снижение негативного воздействия промысла морских рыб и беспозвоночных теоретически очень высока. Однако первые результаты функционирования охраняемых акваторий, созданных с этой целью, весьма противоречивы: отмечено как увеличение уловов в прилегающих к резервату водах, так и отсутствие заметных изменений, несмотря на охрану в течение 10 лет и более (Мокиевский, 2002). По-видимому, эффект проявляется достаточно быстро в тех случаях, когда при создании резервата наблюдаются лишь начальные симптомы перелова и под охрану берется достаточный по площади участок (Wantiez et al., 1997). Когда же в экосистеме уже запущены эффекты трофического каскада и в результате перелова целевых видов нарушена структура экосистемы, нескольких десятилетий оказывается недостаточно для ее восстановления (Shears, Babcock, 2003).

Крупномасштабные последствия изменения трофической структуры экосистем отдельный резерват преодолеть не может. Понимание этого послужило стимулом к переходу от единичных резерватов к созданию систем охраняемых морских акваторий, с одной стороны, и к обсуждению концепции "управление ресурсами на экосистемном уровне" ("ecosystem based management") – с другой. В обоих случаях объектом охраны или управления становится крупный морской бассейн как единое целое.

Вклад резерватов в защиту моря от загрязнений можно рассматривать как весьма ограниченный. Изменение интенсивности или полный запрет судоходства на охраняемой акватории могут снизить риск крупной аварии, сопряженной с разливом нефти и т.д.; на прибрежной ООПТ может быть ограничен сброс загрязнений из наземных источников. Однако очевидно, что в зависимости от структуры течений и наличия удаленных источников загрязнений эффективность ООПТ может быть сведена к нулю.

Роль ООПТ в предотвращении уничтожения или трансформации локальных природных комплексов весьма велика. Морские и прибрежные резерваты могут оказаться единственным инструментом, позволяющим

предотвратить потерю уникального природного комплекса или единичного объекта. В отношении рекреации, роль морских охраняемых участков неоднозначна. С одной стороны, режим ООПТ позволяет ограничить и упорядочить рекреацию, с другой стороны, во многих случаях резерваты создаются именно в рекреационных целях, и от привлечения туристов зависят финансовое благополучие и стабильность существования резервата.

Как инструмент предотвращения инвазии чужеродных видов морские резерваты обычно не рассматриваются. Существование охраняемой акватории не может предотвратить вселение новых видов, занесенных через ближайший порт. Однако морские резерваты, на территории которых ведется регулярный мониторинг, могут сыграть важную роль в своевременном обнаружении пришельцев.

Таким образом, морские резерваты, обеспеченные достаточно строгим режимом реальной охраны и проводящие квалифицированные исследования, могут оказаться важным инструментом для решения практически всех основных проблем управления морскими экосистемами. Эффективность резерватов напрямую зависит от адекватности их пространственного расположения и от соответствия пространственных масштабов резерватов (или их сети) пространственной организации природных комплексов.

#### *Иерархия пространственных структур в морских экосистемах и определение площади морских резерватов*

Какой должна быть площадь морского резервата для эффективного решения его задач? Каковы пространственные единицы морских экосистем, которые могут являться объектом охраны или управления? Как ни странно, но в специальных статьях, посвященных морским резерватам, этот круг вопросов почти не обсуждается. В то же время теоретические основания для ответа на них можно легко найти в обширной литературе, посвященной иерархической организации экосистем (O'Neill et al., 1986; Kolasa, 1989; Kolasa, Pickett, 1989; Whittaker et al., 2001), и морских экосистем в частности (Бурковский, 1992; Burkovsky et al., 1994; Azovsky, 2000). Эти представления восходят к идеям Г. Стомеля и К.В. Беклемишева о существовании на биоценотическом и биогеографическом уровнях иерархии соподчиненных систем, каждая из которых характеризуется своим пространственным масштабом и временем существования (Stommel, 1963; Беклемишев, 1969). При решении практических задач проектирования резерватов донные сообщества обладают определенными преимуществами перед пелагическими, так как сохраняют большую стабильность во времени.

Иерархия биогеографических единиц, методы их выделения и размещение в пространстве хорошо разработаны и подробно описаны (Миронов, 1990, и др.). Классификация экологических пространственных единиц в море, в отличие от геоботаники, разработана ху-

же. Единого взгляда на методы выделения и соподчинение разных пространственных единиц, меньших, чем минимальный биогеографический выдел, у гидробиологов нет. Однако в частных исследованиях накоплен достаточный материал для выделения нескольких уровней иерархии в организации донных сообществ (Azovsky, Mokievsky, 1996; Gray, 1997, 2001; Azovsky, 2000; Whittacker et al., 2001). Основные иерархические уровни пространственных структур в бентосных сообществах с указанием их масштабов и способов выявления перечислены в табл. 1.

Первый уровень иерархии в бентосе – это элементы пространственной мозаики, или локальные сообщества (Бурковский, 1992; Мокиевский, Азовский, 1996). Пространственная протяженность – от нескольких сотен квадратных метров до нескольких квадратных километров ( $10^2$ – $10^6$  м<sup>2</sup>). Это элементарные единицы ценотической мозаики, масштаб проявления альфа- и бета-разнообразия (Whittacker et al., 2001), внутрибиотического разнообразия (Gray, 2001a, b; Gray et al., 2004) или локального видового разнообразия (Kendall, Widdicombe, 1999). Выявляется этот уровень по сходству структуры доминирования (Озолиньш, 1987). На графиках зависимости сходства структуры сообществ от расстояния между ними ему соответствует первое резкое падение коэффициентов сходства. В ландшафтном картировании этим пространственным единицам должны соответствовать донные ландшафты в понимании Преображенского с соавторами (Атлас..., 1990; Преображенский и др., 2000). Этому же пространственному масштабу соответствуют минимальные устойчивые самовоспроизводящиеся поселения отдельных видов макробентоса (Калякина, 1971). Такие структурные единицы, как правило, недолговечны. Время их существования – годы или десятилетия (Бурковский, 1992; Burkovsky et al., 1994). В практике проектирования морских резерватов этот масштаб – минимальная единица их внутреннего зонирования. Из-за относительно короткого времени существования структур в данном масштабе самостоятельные ООПТ такой площади могут иметь смысл только в качестве срочной меры охраны уникального объекта или локального поселения редких видов.

Элементарные единицы мозаики группируются в более устойчивые структуры бентоса – донные биоценозы, обладающие постоянством видового состава и стабильным составом доминирующего комплекса. В гидробиологии этим единицам соответствуют, в частности, донные биоценозы в понимании Воробьева (1949), гидробиокомплексы Голикова (Бабков, Голиков, 1984), ассоциации бентоса Наумова (Белое море, 1995; Naumov, 2001). В подводном ландшафтоведении эти единицы близки к ландшафтам в понимании Петрова (2004). Их пространственная протяженность может быть выявлена по более или менее резкому изменению угла наклона кривой на графиках накопленного видового разнообразия (снижение скорости выявления новых видов при увеличении исследованной площади), по кладограммам, при анализе автокорреляционных функций (Ellingsen, 2001) или прямым картированием (Озолиньш, 1987). Примеры таких карт можно найти во многих работах по экологии бентоса (Зенкевич, Броцкая, 1939; Белое море, 1995; Denisenko et al., 2003, 2007, и др.). Разные способы дают принципиально сходные результаты: десятки – сотни квадратных километров ( $10^7$ – $10^8$  м<sup>2</sup>) или километры – десятки километров в линейном масштабе. Это масштаб существования стабильных популяций макробентосных организмов, основной масштаб функционирования бентосных экосистем. Здесь элементарные единицы мозаики (локальные сообщества) комбинируются и чередуются закономерным (Azovsky et al., 2000) или случайным (Budaeva et al., 2008) образом. Согласно Уиттекеру (Whittacker et al., 2001), это масштаб реализации гамма-разнообразия или "разнообразия групп биотопов" по Грею (Gray, 2001b). Площадь  $10^7$ – $10^8$  м<sup>2</sup> оптимальна для создания морских и прибрежных ООПТ. Она достаточна для сохранения большей части видов, входящих в состав донных сообществ определенного типа. Интересно, что площадь от сотен до 10 000 км<sup>2</sup> оказывается оптимальной и с точки зрения финансовых затрат на содержание морских или прибрежных резерватов: исчезает строгая отрицательная корреляция между размерами резервата и удельными затратами на его содержание (Balmford et al., 2004).

**Таблица 1.** Иерархия размерных структур в донных сообществах и их роль в функционировании морских ООПТ

| Иерархический уровень                                | Площадь, м <sup>2</sup> | Характеристика                                                                                                                                                    | Метод выявления                                                                    | Место в системе МОА (МРА)                                     |
|------------------------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Локальное сообщество                                 | $10^2$ – $10^6$         | Элементарные единицы ценотической мозаики; альфа-разнообразие                                                                                                     | Сходство структуры доминирования                                                   | Зонирование акватории, в некоторых случаях – отдельные МОА    |
| Биоценоз, серия биоценозов, ландшафт                 | $10^7$ – $10^8$         | Обладают постоянством видового состава и стабильным составом доминирующего комплекса. Масштаб существования стабильных популяций макробентоса; гамма-разнообразие | Высокое фаунистическое и структурное сходство, постоянный набор доминирующих видов | Самостоятельные МОА, отдельные элементы кластерных резерватов |
| Биогеографическая провинция, фаунистический комплекс | $10^{10}$ – $10^{12}$   | Минимальный биогеографический выдел; эпсилон-разнообразие                                                                                                         | Границы проводятся по зонам сгущения границ ареалов видов                          | Планирование систем резерватов                                |

На следующем уровне ( $10^{10}$  м<sup>2</sup>, или  $100 \times 100$  км<sup>2</sup>) находятся уже не экологические, а океанографические единицы – крупные заливы и части морей. Серии биоценозов сменяют друг друга по глубине или более сложным образом в случае действия нескольких факторов, градиенты которых не совпадают. Это арена реализации жизненных циклов видов с пелагической личинкой. Выделение – по геоморфологическим или океанографическим критериям. Уровень функционирования и планирования систем МОА или уровень существования кластерных МОА.

Пространственный масштаб порядка  $10^{12}$  м<sup>2</sup> соответствует минимальным биогеографическим выделам в океане. Это площадь отдельной провинции, или, по Миронову (1990), фаунистического комплекса – минимальной биогеографической единицы, очерченной зонами сгущения видовых ареалов. Это масштаб реализации эпсилон-разнообразия (Whittaker et al., 2001; Gray et al., 2004). Критерии выделения – фаунистические, океанографические. Данный масштаб, как и предыдущий, может быть наиболее подходящим для планирования систем морских ООПТ.

Сходные оценки масштабов пространственной неоднородности бентоса и ее изменений во времени были получены при определении минимальной площади, необходимой для мониторинга донных сообществ Северного моря (Atmonies, 2000). Было показано, что для долгосрочного контроля за состоянием сообществ бентоса необходима площадь не менее 180 км<sup>2</sup>.

Теоретический анализ минимальной площади и числа охраняемых акваторий (Baskett et al., 2007) с использованием математических моделей, имитирующих динамику популяций и сообществ рыб, дал принципиально сходные результаты. Оптимальными по многим параметрам оказались линейные размеры резервата порядка 0.1–0.2 от размеров абстрактного экологического региона. Принимая за регион величину порядка  $10^{10}$  м<sup>2</sup>, получаем величину оптимальной площади резервата  $10^8$  м<sup>2</sup>, соответствующую нашим представлениям, базировавшимся на иных предположениях.

Оценки площади резерватов для пелагических экосистем дают более высокие значения. Так, для эффективной охраны пелагических экосистем в приантарктических водах предлагаются акватории около 200 км в диаметре (Hugenbach et al., 2000). К сходным выводам пришли исследователи, которые определяли оптимальную площадь резерватов для охраны зимующих птиц в открытых частях Балтийского и Северного морей, исходя из размеров скоплений отдельных видов и степени их перекрытия в пространстве (Skov et al., 2007). Основные скопления птиц на зимовках занимают относительно небольшую площадь (до 3000 км<sup>2</sup>), к тому же агрегации разных видов часто перекрываются. Поэтому для охраны основной массы птиц необходимо менее 5% от площади Балтийского моря, причем размеры отдельных участков должны составлять 100–300(500) км в длину вдоль берега.

Таким образом, *оптимальная система морских и прибрежных резерватов при планировании должна*

*охватывать полностью минимальный биогеографический выдел (провинцию), в пределах которого отдельные резерваты будут иметь площадь от десятков до сотен квадратных километров, включая целиком донные биоценозы разных типов. При создании крупных резерватов, предполагающих внутреннее зонирование, масштаб элементов этого зонирования может быть на порядок меньше (квадратные километры). Пелагические экосистемы требуют резерватов большей площади.*

*Формальные иерархические классификации  
и картографический метод в планировании  
морских резерватов*

Принципиально другой подход к выделению морских резерватов и их сетей базируется на классификации и картировании донных природных комплексов. В его основе не анализ иерархии экосистемных единиц и выявление характерных масштабов, а прямое перечисление элементарных пространственных единиц одного или нескольких соподчиненных уровней и нанесение их на карту. Задача классификации в таком случае – дать удобный для практического применения список пространственных единиц, не вдаваясь глубоко в анализ их природы. Для морей Западной Европы сейчас существует несколько вариантов таких классификаций (Natura 2000, CORINA, EUNIS). Наиболее популярной можно считать классификацию, создаваемую в рамках Европейской информационной системы природы (European Union Natural Information System – EUNIS) (Davies et al., 2004). Эта классификация, разработка которой еще не завершена, охватывает как морские, так и наземные экосистемы (EUNIS web site, 2008). Для морских экосистем классификация включает 3–4 уровня, и ее объектами на нижнем уровне являются биотопы (habitats) – довольно крупные выделы, примерно соответствующие нескольким биоценозам в нашем понимании. Система, принятая EUNIS, опирается на более детально проработанную схему классификации морских донных биотопов Британии и Ирландии (Connog et al., 1997a, b, 2004). Разработанная для ограниченного района, эта схема выглядит достаточно логично. Она включает 4–5 уровней, на самом нижнем из которых находится описание природных комплексов, примерно соответствующих донным ландшафтам в понимании Петрова (1989, 2004а, б) или второму уровню иерархии (т.е. биоценозам) в нашем понимании. Фрагмент этой классификации приведен в табл. 2. Всего она охватывает 370 элементарных единиц – биотопов ("biotopes" и "sub-biotopes"), объединенных в 75 комплексов биотопов ("Biotope complexes"), которые распределены по 24 комплексам местообитаний ("Habitat complexes") в 5 крупных группах ("Broad habitat types").

Своим успехом британская схема обязана прежде всего тому, что она применяется в границах хорошо очерченного и достаточно однородного в океанографическом отношении региона. Попытка распространения этой классификации на всю акваторию западноевропейских морей немедленно привела к увеличению числа единиц с одновременным уменьшением четкости в

**Таблица 2.** Фрагмент иерархической классификации биотопов Британии и Ирландии (<http://www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/hierarchy.aspx>)

|                                                                                                                            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. Литоральные скалы (и другие твердые субстраты)                                                                          |
| 2. Рыхлые осадки литорали                                                                                                  |
| 3. ...                                                                                                                     |
| 4. Сублиторальные рыхлые осадки                                                                                            |
| 4.1. ...                                                                                                                   |
| 4.2. <u>Сублиторальные пески и илистые пески</u>                                                                           |
| 4.3. ...                                                                                                                   |
| 4.4. <u>Сублиторальные сообщества с доминированием макрофитов на рыхлых осадках</u>                                        |
| 4.4.1. ...                                                                                                                 |
| 4.4.2. Сообщества келпа и других водорослей на рыхлых осадках сублиторали                                                  |
| 4.4.2.1. ...                                                                                                               |
| 4.4.2.2. Сообщества ламинарий и красных водорослей на рыхлых осадках инфралиторали                                         |
| 4.4.2.2.1. <i>Laminaria saccharina</i> и нитчатые красные водоросли на инфралиторальных песках                             |
| 4.4.2.2.2. <i>Laminaria saccharina</i> с красными и бурыми водорослями на заиленных смешанных осадках нижней инфралиторали |
| 4.4.2.2.3. ...                                                                                                             |

их определении. По-видимому, неизбежным шагом окажется введение дополнительных категорий высокого ранга, соответствующих биогеографическим единицам. На современной стадии разработки (Davies et al., 2004; EUNIS web site, 2008) биогеографические различия введены на самом нижнем уровне иерархии, что приводит к появлению аналогичных (или почти аналогичных) единиц с эпитетами "средиземноморский" и "атлантический". В целом, классификацию EUNIS характеризует отсутствие строгости, так как на один иерархический уровень попадают единицы различного ранга – от локальных сообществ до крупных выделов, объединяющих как сходные, так и весьма различные типы сообществ.

Напротив, разработка классификационных схем для небольших, однородных в биогеографическом отношении регионов приводит к выделению умеренного числа единиц, удобных для картирования, как это предлагают, например, Оленин и Даунис (Olenin, Daunys, 2004) для литовского побережья Балтики. В данном направлении действует администрация морских охраняемых акваторий Австралии, которая разрабатывает классификационные схемы отдельно для западного и восточного побережий (NRSMPA Strategic Plan of Action, 2000), а затем сводит их в единую систему (IMCRA Technical Group, 1998).

Принципиальным недостатком прикладных классификационных схем, сходных с британской или европейской, следует считать полное отсутствие в них представлений о пространственной протяженности объектов нижнего уровня и характерном времени их существования. При формальном применении этих схем в один ранг могут попасть и элементы биоценотической мозаики, существующие непродолжительное время, и биоценозы, обладающие стабильной во времени видовой структурой. Введение критерия пространственной протяженности объектов может оказаться весьма полезным.

В то же время, сам подход к планированию морских резерватов, базирующийся на картах, построенных по формальным признакам, достаточно удобен. Имея карту определенного масштаба с нанесенными на нее формальными выделами определенного ранга, легко спланировать оптимальную сеть MOA так, чтобы все природные комплексы данного ранга оказались охвачены охраной. Этот подход приобретает все большую популярность как в европейских странах, так и в Австралии. В материалах национальной системы MOA этой страны (NRSMPA Strategic Plan of Action, 2000) предложены, в частности, принципы соответствия картографических шкал решаемым задачам планирования (табл. 3).

**Таблица 3.** Соответствие масштаба карты задачам управления MOA (MPA) (по материалам из NRSMPA Strategic Plan of Action, 2000)

| Задача                                                                         | Масштаб карты    | Уровень в иерархической классификации                    |
|--------------------------------------------------------------------------------|------------------|----------------------------------------------------------|
| Крупномасштабная классификация морской среды                                   | ≥ 1 : 10 000 000 | Биогеографические провинции / большие морские экосистемы |
| Обзор национальных ресурсов для определения задач стратегического планирования | ≥ 1 : 1 000 000  | Биорегионы (IMCRA)                                       |
| Стратегическое планирование, выявление потенциальных MOA                       | ≥ 1 : 100 000    | Экосистемы                                               |
| Определение границ MOA и внутреннее зонирование резервата                      | ≥ 1 : 10 000     | Классы местообитаний                                     |
| Мониторинг отдельных участков                                                  | < 1 : 10 000     | Сообщества/виды/элементы мозаики                         |

Развитие дистанционных (акустических, спутниковых и т.д.) методов в картографировании донных экосистем (Токарев и др., 2002) обеспечивает привлекательность этого подхода в планировании и управлении морскими резерватами.

Итак, на основании представлений об иерархической организации экосистем и с учетом современных представлений об относительной роли различных факторов в деградации морских экосистем можно предложить достаточно общий подход к процедуре выделения и планирования морских резерватов. Основной для планирования системы МОА должен служить минимальный биогеографический выдел. В пределах этого выдела создаются морские резерваты на площади, сопоставимой с площадями отдельных биоценозов и отдельных популяций в их составе (т.е.  $10^7$ – $10^8$  м<sup>2</sup>). В пределах этой площади для отдельных акваторий может быть проведено зонирование с выделением как полностью заповедных участков на площади до  $10^6$  м<sup>2</sup>, так и территорий ограниченного или целевого хозяйственного использования.

Применение формальной классификации биоценозов позволяет количественно оценивать репрезентативность создаваемой системы резерватов. Такая классификация может включать два иерархических уровня (локальные сообщества и биоценозы или только второй из них) и должна разрабатываться для каждого биогеографического региона отдельно.

Современные дистанционные методы позволяют с меньшими затратами труда наносить на карты выделяемые объекты. Наборы карт разного масштаба должны служить основным инструментом как при планировании систем МОА, так и при определении внешних границ и внутреннего зонирования каждой из охраняемых акваторий.

Автор благодарен В.Н. Петрову, беседы с которым послужили стимулом к появлению этой статьи. Автор признателен А.И. Азовскому за комментарии и критические замечания.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Атлас подводных ландшафтов Японского моря. М.: Наука. 1990. 223 с.
- Бабков В.Н., Голиков А.Н. Гидробиокомплексы Белого моря. Л.: Наука. 1984. 102 с.
- Беклемишев К.В. Экология и биогеография пелагиали. М.: Наука. 1969. 291 с.
- Белое море. Биологические ресурсы и проблемы их рационального использования. Ч. 1 // Исслед. фауны морей. 1995. Т. 42(50). 249 с.
- Бурковский И.В. Структурно-функциональная организация и устойчивость морских донных сообществ. М.: Изд. МГУ. 1992. 208 с.
- Воробьев В.А. Бентос Азовского моря // Тр. АзЧерНИРО. 1949. Вып. 13. 194 с.
- Зенкевич Л.А., Броцкая В.А. Количественный учет донной фауны Баренцева моря // Тр. ВНИРО. 1939. Т. 4 (цит. по: Л.А. Зенкевич. Избранные труды. Т. 1. М.: Наука. 1977. С. 55–121).
- Калыкина Н.М. Типизация поселений пескожила *Arenicola marina* L. на беломорской литорали // Тез. докл. конф. молодых ученых МГУ "Экология морских организмов". М.: Изд. МГУ. 1971. С. 38–40.
- Миронов А.Н. Фаунистический подход к изучению современных экосистем // Океанология. 1990. Т. 30, вып. 6. С. 1006–1012.
- Мокиевский В.О. Особо охраняемые морские акватории – международный опыт создания и управления // Заповедники и национальные парки. 2000. № 31. С. 49–51.
- Мокиевский В.О. Морские резерваты – современные проблемы создания и функционирования // Заповедники и национальные парки. 2002. № 39. С. 45–46.
- Мокиевский В.О., Азовский А.И. Иерархическая организация донных сообществ: масштабы и размеры // Материалы науч. конф. Беломорской биостанции МГУ, посвященной памяти Н.А. Перцова, 17–18 августа 1996 г. М.: Аргус. 1996. С. 28–31.
- Озолиньш А.В. Некоторые методические вопросы изучения пространственной структуры донной фауны на примере губы Порья Белого моря // Биол. моря. 1987. № 1. С. 62–68.
- Петров К.М. Ландшафтно-биономический принцип биогеографического районирования океана // Общие вопросы морской биогеографии: памяти академика О.Г. Кусакина. Владивосток: Дальнаука. 2004а. С. 49–66.
- Петров К.М. Биономия океана. СПб.: Изд-во СПбГУ. 2004б. 242 с.
- Петров К.М. Подводные ландшафты: теория, методы исследования. Л.: Наука. 1989. 128 с.
- Преображенский Б.В., Жариков В.В., Дубейковский Л.В. Основы подводного ландшафтоведения. Владивосток: Дальнаука. 2000. 351 с.
- Реймерс Н.Ф., Штильмарк Ф.Р. Особо охраняемые природные территории. М.: Мысль. 1978. 295 с.
- Токарев М.Ю., Мокиевский В.О., Цетлин А.Б. и др. Междисциплинарные съемки донных ландшафтов // Наука и промышленность. 2002. № 9. С. 9–12.
- Armonies W. On the spatial scale needed for benthos community monitoring in the coastal North Sea // J. Sea Res. 2000. Vol. 43. P. 121–133.
- Azovsky A.I. Concept of scale in marine ecology: linking the words or the worlds? // Web Ecol. 2000. Vol. 1. P. 28–34. (<http://www.oikos.ekol.lu.se/webecology>)
- Azovsky A.I., Chertoproud M.V., Kucheruk N.V. et al. Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities // Mar. Biol. 2000. Vol. 136. P. 581–590.
- Azovsky A.I., Mokievsky V.O. Studying the marine communities: perspective problems and problematic perspectives // Proc. 31st Europ. Marine Biology Symp. St. Petersburg: Russian Acad. Sci. 1996. P. 27–28.
- Bacci G. I problemi deli parchi marini nel quadro della difesa del mare // Pubbl. Staz. Zool. Napoli. 1970. Vol. 39. 12 p.
- Balmford A., Gravestock P., Hockley N. et al. The worldwide costs of marine protected areas // PNAS. 2004. Vol. 101, no. 26. P. 9694–9697.
- Baskett M.L., Fiorenza Micheli F., Levin S.A. Designing marine reserves for interacting species: insights from theory // Biol. Conserv. 2007. Vol. 137. P. 163–179.
- Budaeva N.E., Mokievsky V.O., Soltwedell T., Gebruk A.V. Horizontal distribution patterns in Arctic deep-sea macrobenthic communities // Deep-Sea Res. I. 2008. Vol. 55. P. 1167–1178.
- Burkovsky I.V., Azovsky A.I., Mokievsky V.O. Scaling in benthos: from microfauna to macrofauna // Arch. Hydrobiol. Suppl. 1994. Vol. 99. P. 517–535.

- Carlton J.T.* Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water // *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 1985. Vol. 23. P. 313–373.
- Carlton J.T.* Man's role in changing the face of the ocean: biological invasions and implications for conservation of near-shore environments // *Conserv. Biol.* 1989. Vol. 3. P. 265–273.
- Carlton J.T.* Introduced marine and estuarine molluscs of North America: an end-of-the-20th-century perspective // *J. Shelf. Res.* 1992. Vol. 11. P. 489–505.
- Carlton J.T.* Pattern, process and prediction in marine invasion ecology // *Biol. Conserv.* 1996. Vol. 78. P. 97–106.
- Carlton J.T., Geller J.B.* Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms // *Science.* 1993. Vol. 261. P. 78–82.
- Carlton J.T., Geller J.B., Reaka-Kudla M.L., Norse E.A.* Historical extinctions in the sea // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1999. Vol. 30. P. 515–538.
- Cohen A.N., Carlton J.T.* Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary // *Science.* 1998. Vol. 279. P. 555–557.
- Connor D.W., Allen J.H., Golding N.* et al. Marine habitat classification for Britain and Ireland. Version 04.05. JNCC. Peterborough. 2004. ([www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification](http://www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification))
- Connor D.W., Brazier D.P., Hill T.O., Northen K.O.* Marine nature conservation review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 1: Littoral biotopes. Version 97.06. Joint Nature Conservation Comm. Rept. 1997a. No. 229.
- Connor D.W., Dalkin M.J., Hill T.O.* et al. Marine nature conservation review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 2: Sublittoral biotopes. Version 97.06. Joint Nature Conservation Comm. Rept. 1997b. No. 230.
- Davies C.E., Moss D., Hill M.O.* EUNIS habitat classification revised 2004. Report to: European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. 2004. 310 p.
- Davis D., Tisdell C.* Recreational SCUBA-diving and carrying capacity in marine protected areas // *Ocean Coast. Manag.* 1995. Vol. 26, no. 1. P. 19–40.
- Denisenko N.V., Denisenko S.G., Lehtonen K.K.* et al. Zoobenthos of the Cheshskaya Bay (southeastern Barents Sea): spatial distribution and community structure in relation to environmental factors // *Polar Biol.* 2007. Vol. 30. P. 735–746.
- Denisenko S.G., Denisenko N.V., Lehtonen K.K.* et al. Macrozoobenthos of the Pechora Sea (SE Barents Sea): community structure and spatial distribution in relation to environmental conditions // *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2003. Vol. 258. P. 109–123.
- Denisenko S.G., Titov O.V.* Distribution of zoobenthos and primary production of plankton in the Barents Sea // *Oceanology.* 2003. Vol. 43. P. 72–82.
- Ellingsen K.A.* Biodiversity of a continental shelf soft-sediment macrobenthos community // *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2001. Vol. 218. P. 1–15.
- EUNIS web site 2008: <http://eunis.eea.europa.eu/about.jsp>
- Gray J.S.* Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs // *Biodiv. Conserv.* 1997. Vol. 6. P. 153–175.
- Gray J.S.* Marine diversity: the paradigms in patterns of species richness examined // *Sci. Mar.* 2001a. Vol. 65. P. 41–56.
- Gray J.S.* Antarctic marine benthic biodiversity in a world-wide latitudinal context // *Polar Biol.* 2001b. Vol. 24. P. 633–641.
- Gray J.S., Karl I., Ugland K.I., Lambshead J.* Species accumulation and species area curves – a comment on Scheiner (2003) // *Global Ecol. Biogeogr.* 2004. Vol. 13. P. 469–476.
- Green E., Wood R., Stumpf R.P.* et al. The present state of tropical marine biodiversity conservation // UNEP-WCMC and WCPA. Gland, Switzerland; Cambridge, UK: IUCN. 2003. (<http://www.unep-wcmc.org/posters/ScientificSeries/sowpa/index.htm>)
- Hall S.J., Robertson M.R., Basford D.J., Heaney S.D.* The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: an analysis of spatial patterns in community structure around a wreck // *Neth. J. Sea Res.* 1993. Vol. 31. P. 201–208.
- Hill A.S., Veale L.O., Pennington D.* et al. Changes in Irish Sea benthos: possible effects of 40 years of dredging // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1999. Vol. 48. P. 739–750.
- Hyrenbach K.D., Forney K.A., Dayton P.K.* Marine protected areas and ocean basin management // *Aquat. Conserv. – Mar. Freshw. Ecosyst.* 2000. Vol. 10. P. 437–458.
- IMCRA Technical Group. Interim Marine and Coastal Regionalisation for Australia: An ecosystem-based classification for marine and coastal environments. Version 3.3. IMCRA Technical Group. Environment Australia. Canberra. 1998.
- Jackson J.B.C.* What was natural in the coastal oceans? // *PNAS.* 2001. Vol. 98, no. 10. P. 5411–5418.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H.* et al. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems // *Science.* 2001. Vol. 293. P. 629–638.
- Jameson S.C., Tupper M.H., Ridley J.M.* The three screen doors: Can marine "protected" areas be effective? // *Mar. Pollut. Bull.* 2002. Vol. 44. P. 1177–1183.
- Kaiser M.J., Spencer B.E.* The effects of beam trawl disturbance on infaunal communities in different habitats // *J. Anim. Ecol.* 1996. Vol. 65. P. 348–359.
- Kelleher G.* Guidelines for marine protected areas. Gland, Switzerland; Cambridge, UK: IUCN. 1999. xxiv + 107 p.
- Kelleher G., Bleakly C., Wells S.* / Eds. A global representative system of marine protected areas. The World Bank. IUCN. 1995. Vol. 1–4.
- Kelleher G., Kenchington R.* Guidelines for establishing marine protected areas. Gland, Switzerland: IUCN. 1991. 79 p.
- Kendall M.A., Widdicombe S.* Small scale patterns in the structure of macrofaunal assemblages of shallow soft sediments // *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1999. Vol. 237. P. 127–140.
- Kolasa J.* Ecological systems in hierarchical perspective: breaks in community structure and other consequences // *Ecology.* 1989. Vol. 70. P. 36–47.
- Kolasa J., Pickett S.T.A.* Ecological systems and the concept of biological organization // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1989. Vol. 86. P. 8837–8841.
- Naumov A.* Benthos // White Sea. Ecology and environment. St. Petersburg; Tromso: Derzavets Publ. 2001. P. 41–54.
- NRSMPA strategic plan of action: Review of methods for ecosystem component mapping (Action 8). A report to the ANZECC Task Force on Marine Protected Areas. 2000. 97 p.
- Olenin S., Daunys D.* Coastal typology based on benthic biotope and community data: the Lithuanian case study // *Baltic Sea typology.* 2004. P. 65–83. (Coastline Repts; Vol. 4).
- O'Neill R.V., De Angelis D.L., Waide J.B., Allen T.F.H.* A hierarchical concept of ecosystems // *Monogr. Pop. Biol.* 1986. Vol. 23. P. 1–252.
- Pearce J.* The future of fisheries – marine protected areas – a new way forward or another management glitch? // *Mar. Pollut. Bull.* 2002. Vol. 44. P. 89–91.
- Pennington D., Veale L.O., Hartnoll R.G.* Re-analysis of an historical benthic data set from the Irish Sea // *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1998. Vol. 46. P. 769–776.
- Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P.* et al. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management // *Environ. Conserv.* 2000. Vol. 27, no. 2. P. 179–200.

- Rajasilta M., Mankki J., Ranta-Aho K., Vuorinen I.* Littoral fish communities in the Archipelago Sea, SW Finland: a preliminary study of changes over 20 years // *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 393. P. 253–260.
- Recommendations of the Vth IUCN World Parks Congress. IUCN. Gland. 2003. (<http://www.iucn.org/themes/wcpa/wpc2003/>)
- Shears N.T., Babcock R.C.* Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection // *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2003. Vol. 246. P. 1–16.
- Shin P.K.S., Ellingsen K.E.* Spatial patterns of soft-sediment benthic diversity in subtropical Hong Kong waters // *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 2004. Vol. 276. P. 25–35.
- Skov H., Durinck J., Leopold M.F., Tasker M.L.* A quantitative method for evaluating the importance of marine areas for conservation of birds // *Biol. Conserv.* 2007. Vol. 136. P. 362–371.
- Stommel H.* Varieties of oceanographic experience // *Science*. 1963. Vol. 139. P. 572–576.
- Valiela I.* Global coastal change. Oxford, UK: Blackwell. 2006. 369 p.
- Wantiez L., Thollot P., Kulbicki M.* Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia // *Coral Reefs*. 1997. Vol. 16. P. 215–224.
- Whittaker R.J., Willis K.J., Field R.* Scale and species richness: toward a general hierarchical theory of species diversity // *J. Biogeogr.* 2001. Vol. 28. P. 453–470.