

Биологический мониторинг морских экосистем: корректность оценок и достоверность заключений

В. Б. Погребов

*Агентство экологического консалтинга и природоохранного
проектирования “ЭКОПРОЕКТ”
192019, Санкт-Петербург, набережная Обводного канала, дом 24А
E-mail: pogrebov@ecopro.spb.ru*

Аннотация

Обобщен опыт ведения экологического мониторинга в морях России. Рассмотрены трудности, возникающие при сравнении полевых биологических наблюдений, полученных разными способами. Обсуждаются варианты классификации данных и оценка интегральной уязвимости акваторий к воздействию человека. Рассмотрен прогноз состояния биологических ресурсов в изменяющейся среде по регрессионным и самоорганизующимся моделям. Приводятся примеры решения возникающих трудностей.

Ключевые слова: экологический мониторинг, российские моря, полевые данные, классификация, интегральная уязвимость акваторий, прогноз состояния биоресурсов

Environmental Monitoring of Marine Ecosystems: Correctness of Assessment and Reliability of Conclusions

V. B. Pogrebov

*Agency for Environmental Consulting and Support “ECOPROJECT”
Obvodny Canal Embankment 24A, office 33, St. Petersburg, 192019, Russia
E-mail: pogrebov@ecopro.spb.ru*

Summary

Experience of environmental monitoring at the Russian Seas is summarized. Problems, which occur as a result of biological field observations, are studied. Classification options and assessment of integral biota vulnerability are discussed. Forecast of the biota state is given basing on the regression and self-organising models. Examples of the data handling are presented.

Key words: environmental monitoring, Russian Seas, field data, classification, integral biota vulnerability, forecast of the biota state

Под мониторингом в настоящее время понимается система наблюдений, оценки и прогноза природных и антропогенных изменений окружающей среды (без “управления”). Общие и специальные вопросы биологических исследований в Российских морях рассматриваются не только в отдельных статьях, но и в специальных изданиях, где ключевые слова “мониторинг” и “морской” входят в название публикации [14; 15; 44; 45; 50]. Анализ научной литературы и опыт работы в коллективах, представляющих не только разные организации, но и страны, свидетельствуют, что расхождения в результатах, полученных специалистами различных (как правило, сертифицированных) лабораторий могут быть весьма значительными [31; 37]. Задача настоящей работы – обратить внимание специалистов на трудности всех трёх означенных выше блоков экологического мониторинга в его биологическом разделе.

Наблюдения в гидробиологическом мониторинге нацелены на получение сведений по видовому составу, плотности и биомассе планктона и бентоса. Расхождения в оценке разнообразия и обилия планктона, полученные с использованием батометров и планктонных сетей разных конструкций, оценивались многократно. Обзор результатов свидетельствует, что для планктона расхождения в данных объясняются не только разными орудиями, но и отличающимися горизонтами лова [13]. Существенной может быть и суточная составляющая распределения планктона по вертикали.

Расхождения в данных, полученных качественными и количественными орудиями сбора бентоса, в отечественной литературе начали обсуждаться фактически сразу же после внедрения дночерпателей в практику морских исследований. Сравнительный анализ работы трала Сигсби и дночерпателя с соответствующими выводами дан в статьях И.И. Месяцева [16; 17]. Автор постулирует превосходство траловых орудий лова перед “показаниями дночерпателя” для решения большинства гидробиологических вопросов. В жёсткую полемику с ним вступает Лев Александрович Зенкевич [2], убедительно демонстрирующий преимущества дночерпателя. Но и он в

конечном итоге отмечает, что количественные результаты работы [используемых гидробиологических] орудий несравнимы, также как несравнимы качественные и количественные результаты работы планктонными сетями [8].

В середине 1960-х годов достоверность оценки величин биомассы по дночерпательным сборам обсуждается на страницах журнала “Океанология” [20]. Из последних публикаций на эту тему укажем работу [3], в которой проанализирована уловистость дночерпателей “Океан” (площадь захвата $0,25 \text{ м}^2$), ван-Вина ($0,1 \text{ м}^2$) и Петерсена ($0,025 \text{ м}^2$) в Баренцевом море. Показано, что с уменьшением площади отбора проб число зарегистрированных видов описывается для поименованных дночерпателей следующим рядом: 50 ± 8 , 30 ± 7 , 21 ± 5 видов на пробу. Плотности поселения животных и суммарная биомасса бентоса, после пересчёта полученных сборов на 1 м^2 , практически совпадали. Однако у дночерпателя “Океан” количество пойманных беспозвоночных с большей биомассой было наибольшим. В связи с этим, авторы высказывают предположение о том, что отмеченное ранее понижение общей биомассы зообентоса в Баренцевом море связано и со сменой орудий лова (!).

Вопрос сравнительной эффективности работы дночерпателя и водолазных сборов на твёрдых грунтах изучали биологи, применявшие в исследованиях акваланги [23; 46]. Существенно более высокая точность была признана за легководолазными исследованиями. Развитие подводной фото и видеосъёмки, вначале оптимистично встреченное морскими биологами, после нескольких лет использования обнаружило существенные ограничения не только по сравнению с водолазным количественным методом, но и в сравнении с традиционными методами сбора [28; 47]. Так, например, в Печорском море подводная автоматизированная фотосъёмка позволила учесть на преобладающих здесь мягких грунтах лишь 3% видового состава и 5% суммарной биомассы донных беспозвоночных, учтённых по итогам применения

дночерпателя “Океан” с площадью захвата 0.25 м² и прямоугольной драги [28]. В прибрежье Баренцева моря на глубине 30 метров на смешанных грунтах подводная автоматизированная телесъёмка позволила учесть 20% видового состава донных водорослей и беспозвоночных, учтённых по итогам применения тех же орудий лова [28]. Основной вывод, который был сделан по итогам сравнения, состоял в том, что при выборе способов учёта донного населения следует стремиться к *параллельному* (в пределах разумного) использованию наиболее прогрессивных методов. При этом в итоговый анализ рекомендуется включать данные, которые на конкретной станции опробования дают максимальные значения плотности видов. Для твёрдых грунтов и малых глубин это будет водолазный метод, для мягких грунтов и видов инфауны – сбор проб дночерпателем, для учёта крупных, но редких форм макробентоса - подводная фотосъёмка, которая будет заверяться массовыми сборами материала драгой или тралом [28].

Справедливости ради отметим, что в ряде ситуаций плотность популяции массовых видов макробентоса и рыб оказывается выше по результатам подводной фотосъёмки, чем по результатам дночерпательных сборов. В частности, такая ситуация наблюдалась в ходе учёта бентоса на твёрдых грунтах Баренцева и Карского морей в ходе экологической съёмки 1991-1994 годов [28]. Более высокими на фотоснимках, по сравнению с дночерпательными сборами, были плотности морских звёзд, морских ежей, крабов, брюхоногих моллюсков и морских лилий (эти показатели в дальнейшем и использовались при описании донных сообществ). Столь же оптимистичными были итоги международной экспедиции на НИС “Профессор Логачёв” в районе грязевого вулкана Хаакон Мосби. В частности, число видов рыб, идентифицированных на фотографиях, было равно 11, в то время как по результатам традиционных сборов в пробах был обнаружен лишь один вид [48]. Кроме того, плотность рыб по итогам обработки фотоснимков составляла 0.1-0.8 экз./м² [64], что

на 2-3 порядка величины больше плотности, определённой в этом районе по результатам траловых сборов.

Итак, получение отличающихся результатов при использовании различных орудий сбора данных имеет под собой вполне материальную подоплёку. Труднее объяснить расхождения, регистрируемые при использовании тех же или сходных орудий лова. В нашей практике отличия в оценке разнообразия бентоса проявились при экологической съёмке Печорского моря, выполненной авторами [73], и по результатам многолетних наблюдений, проводимых ММБИ [52]. Отметим, что распределение бентоса по акватории было определено сходным образом, а итоговые заключения между собой не отличались.

Вопрос о видовом составе морских сообществ (а точнее – о количестве видов, регистрируемых в ходе исследований различными исследовательскими коллективами) принадлежит к одному из наиболее острых, поскольку он затрагивает “честь мундира”. Занижение оценки видового богатства, характерное для итогов кратковременных экологических съёмок, получивших распространение в последнее время, по сравнению с многолетними академическими исследованиями, очевидно. Так, например, видовое разнообразие основных групп зообентоса в Баренцевом, Белом, Карском, Лаптевых, Восточно-Сибирском и Чукотском морях по последним сводкам [1] насчитывает 2312, 1185, 1302, 1143, 850 и 1217 видов соответственно. Понятно, что список фауны, полученный по результатам непродолжительной “мониторинговой” съёмки конкретной акватории будет существенно короче того, который мог бы быть составлен коллективом квалифицированных систематиков, часто располагающих коллекциями, собранными за несколько десятилетий. Кроме того, специалисты по “мало популярным” группам организмов часто единичны не только в одной стране, но и в мировом научном сообществе. Автору известен случай, когда смена состава экспедиционного отряда в ходе сезонных исследований бентоса в прибрежье Земли Франца Иосифа и появление в группе специалиста-систематика по одной из “трудных” групп бентоса привело к увеличению видового

состава этой группы более чем в три раза (А.Е. Анцулевич, личное сообщение).

Приведённый пример свидетельствует о том, что итоги таксономического анализа полученного материала чаще всего будут зависеть от контингента привлечённых специалистов. Иными словами, несмотря на привлекательность использования в исследованиях мониторингового характера показателей биоразнообразия, их несовершенство для решения задач подобного рода, очевидно. В частности, попытки сравнить состав фауны обследуемого региона в настоящее время с его составом, известным по публикациям начала прошлого века, в нашей практике оказывались неудачными. Как правило, эти попытки наталкивались на препятствия, связанные с существенно меньшей фаунистической изученностью морских сообществ в прошлом, с изменениями в номенклатуре видов, произошедшими за рассматриваемый период, и другими.

Наиболее яркая и неудачная попытка сравнения гидробиологических данных начала и конца 20 века была предпринята нами для губы Чёрной, расположенной на юго-западном побережье Новой Земли. Эта губа в 1925 году исследовалась классиками отечественной гидробиологии в естественнонаучных целях и полностью “ненарушенных условиях” [5]. Разумеется, исследователи не могли предположить, что в 1955, 1957 и 1961 годах здесь будут произведены ядерные взрывы, основной задачей которых будет выяснение возможности затопить волной цунами восточное побережье США. История испытаний драматична: один из подводных взрывов оказался надводным, поскольку торпедаракета, выпущенная в губу со стоявшей на входе в залив подводной лодки, неожиданно для испытателей взмыла над водной гладью губы; в итоге взрыв оказался надводным. По берегам залива стояли списанные суда – ущерб должен был быть наглядным. Автору довелось видеть документальные кадры подводного взрыва. Так мог бы выглядеть конец света.

Метрологические исследования 1992 года показали, что концентрация Cs-137 в донных отложениях губы Чёрной в 16 раз

выше, чем в среднем по Баренцеву морю, а радиоактивность Pu-239-240 составляет 2500-11000 Бк/кг грунта против 0-3 Бк/кг в среднем по Баренцеву морю. Морским биологам, участвовавшим в исследованиях и успевшим взять 5 количественных проб по оси губы Чёрной, было насущно важно сравнить свои данные с данными предшественников [72]. Это не удалось. Предшественники (1) работали с бота; (2) собирали материал драгой (нацеленность на фаунистические исследования); (3) называли виды в соответствии с определителями своего времени. Таким образом, различались обследованные глубины и орудия лова; за минувшие годы систематики пересмотрели номенклатуру видов. На скрупулёзное сравнение данных предшественников и наших требовалось потратить не один год при неясных перспективах на положительный итог. Это могли бы позволить себе разве что историки науки... Таким образом, несмотря на привлекательность использования в исследованиях мониторингового характера показателей биоразнообразия, трудности работы с ними очевидны. По-видимому, правильным здесь будет совет, данный когда-то в разделе юмора “Литературной газеты”: “Лучше делать лучше; делать хуже – хуже”.

Оценка пространственно-временной структуры морских сообществ наталкивается на их высокую изменчивость. В многолетних рядах наблюдений обилие фитопланктона в одни и те же сроки и на тех же станциях варьирует в пределах трёх порядков величин, обилие зоопланктона - в пределах двух порядков величин. Информативным объектом мониторинга оказывается бентос: он стабилен во времени, характеризует локальную ситуацию в пространстве, способен представить изменения экосистемы в ретроспективе [44; 45; 69]. Однако и для этой группы организмов известны факты значительного варьирования, вызванного методическими или естественно-природными факторами. Причины расхождения данных, полученных в одно время (или в сходных условиях), могут быть различными [25]. Основные из них это различия в (1) используемых орудиях лова (качественные или количественные; модель и размеры дночерпателя, драги, трала

и т.д.); (2) числе повторностей, выполненных в пределах станции; (3) общем числе станций, обследованных для характеристики изучаемого района; (4) площади, по которой проводится усреднение данных; (5) квалификации (а часто – и в личных пристрастиях) исследователей. Накладываясь друг на друга, эти причины (перечислены лишь главные) способны существенно исказить реальную картину, сделав сравнение данных и итоговую оценку малоэффективной. С учётом изложенного, подавляющая часть публикуемых (или представляемых в отчётах) показателей разнообразия морских сообществ вызывает настороженность и вынуждает уделять первостепенное внимание показателям их обилия и структуры. При этом структурные показатели (соотношение отдельных видов или их таксономических, топических, трофических и других групп) в большинстве случаев оказываются более тонкими индикаторами состояния морских экосистем. Так, например, при оценке воздействия сброса подогретых вод Ленинградской атомной электростанции в Копорскую губу Балтийского моря было показано, что при неизменном составе фито- и зоопланктона его структурные характеристики статистически значимо изменялись [42; 43].

Труднее всего бывает интерпретировать статистически значимые различия в обилии бентоса на близких станциях, обследуемых относительно регулярно теми же методами. Этот вопрос обсуждался нами и ранее [69], однако поясним изложенные соображения более подробно на примере исследований донного населения Печорского моря. В ходе обработки наблюдений было показано, что суммарная биомасса бентоса и его структура, по данным трёхфакторного дисперсионного анализа, в 1920-1930-е и в 1992-1993 годах достоверно не отличались [40]. В частности, сходство донных комплексов, описанных для Печорского моря в 1920-1930-е и 1990-е годы, составило 72-84%. Это очень высокие величины (в среднем они в 2-8 раз выше, чем используемые обычно при объединении станций в биоценозы в стандартных гидробиологических исследованиях). Доля многих массовых

беспозвоночных в суммарной биомассе бентоса в 1920-1930-х и 1990-х годах отличалась не более чем на 3% (*Spongia*, *Coelenterata*, *Nemertini*, *Polychaeta*, *Bryozoa*, *Brachiopoda*, *Tunicata*). Отдельные группы обнаружили более существенные отличия (*Bivalvia* и *Crustacea* - до 20 и 15% соответственно, *Gypherea* - 5-11%, *Echinodermata* - 5%). Однако отмеченные различия могли объясняться результатами усреднения данных предшественниками по значительно более обширной площади, чем в наших исследованиях. Биоценозы находились практически в прежних границах, не совпадая лишь на отдельных станциях. Размерно-весовая структура беспозвоночных по данным 1990-х годов свидетельствовала об отсутствии стрессовых воздействий на их поселения. Последнее подтверждалось итогами АВС анализа¹ (кумулятивные и парциальные кривые биомассы на соответствующих графиках для большинства станций располагались выше кривых численности). По материалам исследований, проведенных в 1998 году, экологическое состояние обследованного района по АВС методу также было охарактеризовано как благополучное. По количественным характеристикам донные сообщества 1998 года статистически не отличались от таковых в 1993 году.

С другой стороны, значения суммарной биомассы бентоса, полученные при съёмках ПИНРО в 1960-х годах и в наших исследованиях 2000 года, значительно отличались от данных 1920-1930-х и 1990-х годов. При этом снижение биомассы в 1960-х годах составляло 40-60%. В 2000 году биомасса бентоса в районе исследований также была статистически достоверно ниже, чем в 1993 (уровень значимости нулевой гипотезы H_0 для критерия Стьюдента $P < 0,001$). Средняя величина снижения биомассы была двукратной, а на отдельных участках достигала 3-5 раз. Средняя биомасса бентоса в 2000 году была также достоверно ниже средней биомассы в 1998 году ($P < 0,05$). При этом

¹ АВС анализ – часть пакета программ PRIMER (см. Примечание).

вариабельность значений биомассы в 2000 году была достоверно выше, чем в 1993 и 1998 (уровень значимости H_0 для критерия Фишера $P < 0,01$). В то же время, видовой состав и соотношение в пробах организмов с различными экологическими характеристиками существенных изменений не претерпели (статистически достоверные различия в структуре сообществ по критерию Уилкоксона отсутствовали). Итоги ABC анализа, выполненного по данным 2000 года, указывали на стрессовое состояние донных сообществ (кумулятивные и парциальные кривые численности на соответствующих графиках располагались для обследованных станций выше кривых биомассы). Иными словами, *произошло существенное измельчание бентосных организмов*, вызвавшее снижение их общей биомассы при сохранении прежней структуры донных сообществ.

Статистический анализ регистрирует достоверные отличия в количественных показателях бентоса в разные сроки наблюдений не только для отдельных районов, но, например, и для Баренцева [10] и Карского морей в целом [12]. В частности, по итогам трёхфакторного дисперсионного анализа, для юго-западной части Карского моря показано, что от съёмки 1922-1945 гг. к 2012 г. биомасса многощетинковых червей возростала до 4.6 раза. При этом рост биомассы был более интенсивным на востоке акватории. Аналогичное увеличение обилия со временем обнаружили двустворчатые моллюски, хотя суммарный рост их биомассы (в 1.7 раза) был менее выражен, чем у многощетинковых червей. Наиболее интенсивное увеличение обилия со временем обнаружили иглокожие (рост биомассы до 8.7 раза). Суммарная биомасса бентоса со временем также достоверно возростала (до 4.8 раза). Особо подчеркнём, что, несмотря на достоверные изменения во времени абсолютных характеристик бентоса, доля отдельных групп беспозвоночных в суммарной биомассе в большинстве случаев оставалась прежней. Иными словами, общее увеличение обилия бентоса не вызывало существенного изменения его структуры.

Динамика морских биологических сообществ, их качественных и количественных характеристик может обуславливаться как природными факторами (климатическими изменениями, природными флуктуациями численности популяций, геохимическими процессами), так и антропогенными воздействиями. В рассматриваемом регионе многолетние (статистически значимые!) колебания основных показателей состояния донных сообществ также могут быть вызваны различными причинами. В частности, снижение биомассы бентоса Печорского моря в конце 1960-х годов рядом специалистов связывается с долговременным потеплением, отрицательно сказавшемся на арктическо-бореальных видах, создающих основу донного населения Баренцева моря. Это же справедливо и для Карского моря. Возможно, что снижение биомассы бентоса в 2000 году в Печорском море было вызвано именно такого рода потеплением. С другой стороны, станции с максимальным снижением биомассы расположены в районе, подверженном влиянию стока Печоры, который увеличивается в более тёплые годы. Однако вопрос о корреляции величин биомассы бентоса на морских мелководьях вблизи Печорской губы со стоком Печоры, в настоящее время находится в стадии изучения и окончательное суждение по нему ещё не вынесено.

Возможной причиной многолетних изменений в бентосе могут быть циклические биологические процессы. Так, например, в ходе двадцатилетних исследований популяций массовых видов бентоса, проводимых кафедрой ихтиологии и гидробиологии СПбГУ на Белом море, показано, что изменения их количественных характеристик могут целиком и полностью зависеть от внутрипопуляционной динамики [4]. Справедливо ли это для баренцевоморских популяций тех же видов и для видов бентоса Карского моря – неизвестно.

Вопрос о воздействии геохимических факторов на бентос также ещё ждёт своих исследователей. Помимо теоретической актуальности, его решение способно ответить и на ряд вопросов прикладной экологии, в том числе – о воздействии антропогенного нефтяного загрязнения на морские

экосистемы. Поясним это на примере. В ходе геохимического исследования поверхностных осадков района Приразломного нефтяного месторождения было установлено аномальное распределение углеводородов, обусловленное их вторичной миграцией из нижележащих толщ. Однако, песчанистые осадки Печорского моря не способствуют накоплению углеводородных компонентов и последние транспортируются в водные массы и депонируются в мелкодисперсных осадках. Вопрос о том, оказывают ли они в ходе перераспределения воздействие на донное население, остаётся открытым. Его изучение способно пролить свет на то, каким образом будут влиять на бентос углеводороды, дополнительно привносимые в среду при разработке Приразломного месторождения (полное отсутствие загрязнения среды при добыче здесь нефти представляется сомнительным).

Оценивая возможную роль в динамике бентосных сообществ Печорского моря антропогенных факторов, отметим, что до настоящего времени оно не подвергалось существенному техногенному воздействию. Попытки связать экологическое состояние бентоса с содержанием в воде и донных отложениях моря основных видов загрязняющих веществ – углеводородов (УВ), хлорорганических соединений (ХОС), тяжёлых металлов (ТМ) и радионуклидов (РН), успехом, как правило, не увенчивались, несмотря на применение самых изощрённых методов многомерной статистики [60; 72]. И лишь в отношении ХОС, при проведении BIO-ENV процедуры², были получены указания на их возможную роль в распределении бентоса. В частности, результаты анализа показали, что комбинации факторов, обеспечивавшие наибольшие коэффициенты корреляции между мерами сходства станций по среде, макробентосу и мейобентосу ($r_T = 0.37$ и $r_T = 0.41$ соответственно), в числе прочих включали в себя содержание различных компонентов ДДТ³ в грунте. При этом содержание ДДТ в

² BIO-ENV процедура – часть пакета программ PRIMER (см. Примечание).

³ ДДТ – хлорорганический инсектицид (см. Примечание).

осадках не являлось экстремальным (0.07-0.40 нг/г) и не превышало соответствующих концентраций в любых других районах Баренцева моря [6; 7].

С одной стороны, полученные результаты можно рассматривать как свидетельство того, что даже незначительное загрязнение естественных местообитаний может воздействовать на население арктических морей и способно нарушить сложившийся природный баланс. С другой стороны, установленные зависимости, при более глубоком изучении, могут оказаться в разряде широко распространённых “ложных корреляций” (когда две характеристики связаны между собой через неизученную третью). Поэтому заключение о влиянии ХОС на распределение бентосных организмов нуждается в проверке и получении наглядных зависимостей “доза – эффект”.

Подтверждением слабого антропогенного воздействия (если не отсутствия воздействия) на донную фауну Печорского моря могут служить также выполненные нами детальные исследования Печорской губы [24; 71] - акватории с высокими рисками экологических нарушений. Сравнение собственных данных 1994-1995 годов с опубликованными материалами [19] показало, что сообщества Печорской губы за последние десятилетия не претерпели существенных изменений. Определяющим фактором распределения бентоса в губе был и остаётся солевой режим (сообщества закономерно сменяют друг друга в направлении “река – море”). При проведении АВС анализа кумулятивные кривые биомассы, построенные для мористых станций, проходили над кривыми численности (отсутствие стресса). Для станций, обследованных в вершине губы, взаиморасположение АВС кривых указывало на стрессовое состояние донного населения (кривая численности проходит над кривой биомассы). Однако парциальные АВС кривые, построенные для станций со “стрессовым” состоянием макробентоса, свидетельствовали о том, что ситуация определяется несколькими видами с низкой биомассой, но высокой численностью. Главным образом - это

характерные для опреснённых частей эстуариев и доминирующие там бокоплавры *Pontoporeia affinis* и *P. femorata* и многощетинковые черви *Marenzelleria wireni*. На самых южных станциях к ним добавляются малощетинковые черви (Oligochaeta) и личинки комаров (Chironomidae). Из исследований выполненных ранее следует, что такая картина для эстуарных районов Арктики довольно обычна [39; 70] и определяется воздействием на бентос неблагоприятных *природных* факторов. Иными словами, учитывая, что даже для Печорской губы не удалось показать отклик биоты на возросшее загрязнение среды, обнаруженные флуктуации характеристик бентоса в Печорском море, по-видимому, тем более следует отнести к естественным природным процессам.

Независимо от того, вызваны ли описанные выше изменения бентосных сообществ Печорского моря климатическими колебаниями (либо иными внешними факторами), популяционными механизмами саморегуляции или другими причинами, недоучёт такого рода флуктуаций при проведении экологического мониторинга способен послужить основой для научных спекуляций. При этом возможны два основных стереотипа поведения вовлечённых в решение вопроса специалистов. Во-первых, естественная динамика биологических явлений (включая снижение обилия, биомассы и продуктивности биологических сообществ) может трактоваться как отклик на техногенное воздействие (“зелёная” парадигма). И, во-вторых, антропогенное воздействие может намеренно оставаться незамеченным на фоне широкого размаха естественных колебаний (“технократическая” парадигма). Понятно, что оба стереотипа найдут своих адептов и в равной мере нежелательны.

Картографирование бентоса представляет итоги мониторинга наглядно. Традиционные методы картографирования основных характеристик донного населения включают в себя данные по биоразнообразию, биомассе, биологическим сообществам и трофическим зонам (обычно выделяемым по принципу доминирования в

суммарной биомассе бентоса одного вида или группы организмов). Перечисленные методы, как правило, являются одномерными, а их способность адекватно характеризовать среду обитания обычно не является предметом количественного изучения. Кроме того, эти методы в значительной степени субъективны. Часто исследователи, выделяя сообщества по виду доминанту, в целях преодоления излишней дробности сообществ, производят объединение станций, руководствуясь лишь собственным видением природной картины. Так, например, на сравнительно небольшой акватории Чешской губы Баренцева моря разные исследователи выделяли от 2 до 6 донных сообществ. При этом распределение характеристик видового разнообразия, суммарной биомассы бентоса и биомассы отдельных видов характеризовалось сходно. Выделенные подобным образом сообщества трудно сопоставимы друг с другом и усложняют сравнение данных во временном аспекте.

На сегодняшний день совершенно ясно, что для целей прикладной экологии (характеристики фонового состояния среды, мониторинга и ОВОС) наиболее эффективными должны считаться классификации, наилучшим образом отражающие среду обитания. Однако вопрос о выборе классификаций бентоса, наиболее чутко реагирующих на изменения природной среды, до недавнего времени оставался открытым. В этой связи автором и его коллегами были проведены исследования по отбору наиболее “экологичных” классификаций донного населения [34; 60]. Сверхзадачей работы являлось создание надёжной базы экологического мониторинга морских арктических акваторий в районах освоения месторождений нефти и газа на перспективу.

Материалом исследования послужили сборы и наблюдения, выполненные в рейсах, организованных ВНИИ Океангеология в Баренцевом и Карском морях в 1991-1994 гг. [11; 41; 59; 60; 68; 72]. В ходе работ изучались важнейшие характеристики водных масс, донных отложений и бентоса (включая их загрязнение УВ, ХОС, ТМ и РН). Всего за период

работ на глубинах 0–1540 м было обследовано более 300 станций. Однако в итоговый анализ было включено лишь 50 станций по Баренцеву и Карскому морям и (отдельно) 48 станций по Печорскому морю в наибольшей мере обеспеченных данными по всем характеристикам изученных сред.

В ходе работы опробованы одномерные классификации: (1) по сходству числа видов на пробу; (2) по близости суммарной биомассы бентоса на станции; (3) по видам–доминантам; (4) по преобладанию в суммарной биомассе бентоса таксономической; и (5) трофической группы. Многомерные классификации выполнены: (1) с использованием коэффициентов Сёренсена; (2) Чекановского; (3) мер расстояния Евклида; и (4) Макнаутон–Смита. При анализе количественных данных использовали биомассы в виде (1) абсолютных значений; (2) трансформированные по методу “двойной квадратный корень”; (3) постанционно выраженные в долях от суммарной; (4) трансформированные с гауссовским нормированием данных. Для оценки последствий сокращения исходного видового списка для итоговой классификации, наряду с анализом полной матрицы, выполнены расчёты для видов, образующих на каждой отдельно взятой станции не менее 90, 75 и 50% суммарной биомассы. Аналогичным образом проанализированы данные по биомассе представителей групп надвидового ранга и трофических группировок. Общее количество опробованных вариантов биологических классификаций составило: по Баренцеву и Карскому морям – 90, по Печорскому морю – 52.

Количественное сравнение вариантов биологических классификаций с эталонными классификациями среды, построенными на основе данных по характеристикам придонных водных масс и донных отложений с использованием преобразованной меры расстояния Макнаутон–Смита, проводили путём расчёта непараметрической статистики Фоулкса–Мэллоуза, оценивающей степень их взаимного соответствия [65]. Значение статистики изменяется от 0 (полное различие сопоставляемых классификаций) до 1 (полное совпадение

результатов). Суммарное число учтённых абиотических переменных составило: по Баренцеву и Карскому морям – 22, по Печорскому морю – 14 (включая глубину, температуру, солёность, прозрачность воды, концентрацию в воде растворенного кислорода, средний диаметр частиц грунта и коэффициент его сортировки, содержание органического углерода в донных отложениях, концентрации УВ, ТМ, ХОС и РН в придонной воде и донных отложениях). Расчёты выполняли для вариантов группировки станций в 5, 10 и 15 кластеров. Оптимальными признавались классификации, обеспечивающие наибольшие величины статистики по сумме трёх проведённых сравнений.

Обобщение полученных результатов показало, что для получения классификаций бентоса, в наибольшей мере отражающих среду обитания организмов, следует: (1) использовать многомерные методы анализа данных; (2) учитывать организмы на уровне видов (а не таксонов надвидового ранга и трофических групп); (3) при оценке сходства станций применять преобразованные меры расстояния Евклида и Макнаутон-Смита; (4) выполнять построчное или постанционное нормирование значений биомасс; или (5) их трансформацию.

Как важный результат исследования, подчеркнём крайне низкую эффективность для характеристики морской среды метода выделения сообществ по доминирующему виду. Помимо спорности тезиса о ведущей роли вида доминанта в формировании состава и структуры сообществ, лежащего в основе подхода, результаты его применения оказались малопригодны для практического использования. Так, например, по сокращённой матрице, включающей 50 описаний, в соответствии с этим подходом было выделено 36 группировок. Кроме того, из всех опробованных методов именно этот продемонстрировал наименьшее сходство с эталонными классификациями среды. На наш взгляд, сделанное заключение тем более важно, поскольку именно этот метод при описании

распределения морского бентоса в экологических исследованиях до сих пор является наиболее распространённым.

Проведённые расчёты показали также, что исключение из рассмотрения видов, составляющих на сравниваемых станциях менее 10, 25 и даже 50% суммарной биомассы, не только существенно не уменьшает, но в ряде случаев даже увеличивает сходство биологических классификаций с классификацией станций по характеристикам среды. По-видимому, такая редукция снимает “шум”, который создают случайные мало обильные виды. Это даёт основание рекомендовать исключение из рассмотрения видов с низким обилием в ходе первичной обработки материала в тех случаях, когда условия проведения полевых (или камеральных) работ не позволяют осуществлять полную разборку проб. На практике это означает отнесение их в бентосных листах в группу “прочие”. Такой подход способен обеспечить значительное ускорение достижения требуемых результатов без ухудшения качества итоговой классификации. Выигрыш во времени и трудозатратах при этом будет весьма существенным, поскольку в большинстве случаев значительную долю биомассы макробентоса образует небольшое число хорошо знакомых исследователям массовых видов. На наш взгляд, увеличение числа выполняемых станций, за счёт некоторого снижения подробности изучения состава макробентоса на каждой из них, для целого ряда задач является предпочтительным, так как позволяет получить более детальную схему распределения сообществ. Полные же сборы, сохраняемые в коллекции, могут быть привлечены к анализу для уточнения существующей картины по мере необходимости.

Оценка интегральной уязвимости морских экосистем к антропогенному воздействию – один из способов интегрального картографического представления биологических данных. В последние десятилетия она получила развитие вследствие интенсификации разведки, добычи и транспортировки нефти на шельфе российских морей. В конце прошлого – начале этого века группой биологов (позднее - сотрудников агентства “ЭКОПРОЕКТ”,

Санкт-Петербург) была опубликована первая отечественная методика интегральной оценки уязвимости морских экосистем к антропогенным воздействиям [32; 40; 41]. Первоначально она была ориентирована на аварийные разливы нефти, а позднее - распространена на сейсмозаземление, воздействие на морские сообщества взвеси и дампинга; нефть стала рассматриваться в двух видах – в виде нефтяной плёнки на поверхности воды и в виде нефти, диспергированной в водной толще.

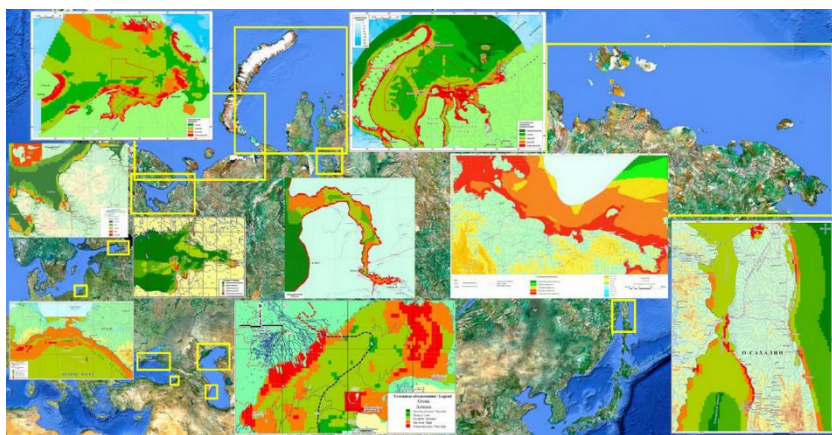


Рис. 1. Районы, для которых агентством “ЭКОПРОЕКТ” построены карты интегральной уязвимости
Fig. 1. Areas studied by the agency “ECOPROJECT” for environmental vulnerability mapping

На сегодня методика опробована на акваториях *всех* морей России (Рис. 1). Результаты её применения опубликованы примерно в 50 работах на русском и английском языке [25; 27]. На основе методики под эгидой WWF России группой экспертов выработаны общие подходы к созданию карт экологически уязвимых зон и районов приоритетной защиты [18]. Они легли в основу стандарта, который передан на согласование Министерством и

ведомствам РФ. Заключительная процедура в настоящее время выполняется Центральным научно-исследовательским и проектно-конструкторским институтом морского флота (ЦНИИМФ, Санкт-Петербург).

Суть метода состоит (1) в подготовке сезонных карт пространственного распределения на акватории важнейших групп растений и животных; (2) картографировании территорий приоритетной защиты; и (3) наложении построенных тематических карт в ГИС с учётом уязвимости объектов к воздействию. Коэффициенты уязвимости определяются региональными экспертами. Итогом работы является серия из четырёх карт (по основным сезонам), характеризующая пространственную уязвимость акватории пятью цветами от зелёного (минимальная уязвимость) через жёлтый цвет (средняя уязвимость) до красного (максимальная уязвимость).

Метод построения карт интегральной уязвимости, предложенный специалистами агентства “ЭКОПРОЕКТ”, интуитивно прост и понятен. Недаром близкие подходы начали использоваться почти одновременно в нескольких странах. Их краткий анализ приведён в англоязычной публикации [61].

Однако, как гласит немецкая поговорка, “Дьявол кроется в мелочах”. Например, разные специалисты могут считать приоритетными разные группы организмов. По-разному можно ответить на вопрос, что важнее: высокочувствительный планктон, который при воздействии нефти будет умерщвлён тысячами особей, или гагары, которых погибнет в нефтяном пятне несколько сотен? Что важнее: тысяча погибших гагар или десяток бельков? Или садки, в которых местный фермер разводит лосося? Или береговая полоса заповедника, куда вынесет нефть и где на её уборку потребуется привлечь сотни людей и спецтехнику?

Вопросы непростые и отдельные специалисты отвечают на них по-своему. В частности, в Норвегии по заказу регионального отделения Всемирного фонда дикой природы (WWF Norway) были выделены районы, чувствительные к

нефтяным разливам в норвежской части Баренцева моря [53]. В использованной методике учитывались и биологические, и экономические показатели. Тематические карты включали в себя данные по (1) донным осадкам и кораллам; (2) береговым ресурсам; (3) морским птицам; (4) морским млекопитающим; (5) рыбам; (6) рыболовству; и (7) марикультуре. По итогам работы была сконструирована логически понятная и вполне наглядная карта интегральной экологической чувствительности.

Вопрос, который вызвал недоумение российских специалистов при ознакомлении с этой работой, почему при оценке чувствительности к нефти, авторы присваивают рыбе коэффициент 3 (из трёх возможных, т.е. самый высокий!), а морским птицам и млекопитающим 2 (более низкий)? Хотя известно, что рыба от разлива нефти уходит, а птицы могут садиться на нефть и гибнуть в больших количествах [22]. Но вопрос о коэффициентах особый и, если норвежцы считают для себя рыбу более ценной, чем морских птиц и млекопитающих, вероятно, они имеют на это право.

Национальным исследовательским институтом среды Дании разработан Атлас экологической чувствительности прибрежной зоны Южной и Западной Гренландии в отношении нефтяного загрязнения [57; 58]. Эта детальная и во многих отношениях замечательная работа имеет в своём составе данные по (1) районам экстремальной и высокой уязвимости; (2) особо охраняемым природным территориям (ООПТ); и завершается (3) интегральными картами экологической чувствительности. Последние построены на основе сведений об обилии и чувствительности к нефтяным разливам отдельных видов и групп организмов (беспозвоночных, рыб, морских птиц и млекопитающих); использовании ресурсов человеком (преимущественно это рыболовство и охота); уязвимости побережья (с учётом прибойности, характера грунта и уклона берега); наличии поселений и археологических памятников.

Оригинальные взгляды на приоритетность охраны компонентов морской среды формируются биологами Финляндии. В соответствии с их взглядами, в случае нефтяного разлива в первую очередь следует защищать, например, не многотысячную колонию широко распространённых видов морских птиц, а биотоп, где обитает редкий вид жука, включённого в Красную книгу [67]. Карты чувствительности морских сообществ к нефтяному разливу строятся так, что учитывается уровень моря. Поскольку над названным проектом трудились учёные Финляндии и Эстонии, нельзя не упомянуть, что их подходы к картированию экологической уязвимости моря отличаются.

Организацией, подготовившей первые карты экосистем, чувствительных к нефтяному загрязнению в Северном море, был Объединённый комитет по охране природы Великобритании [56]. Карты были представлены в удобочитаемом атласе и использовались национальными экологическими консультантами. Позднее эта работа была продолжена Информационной сетью по морской среде Британии и Ирландии [62; 63], эксперты которой проанализировали преимущества и недостатки методов идентификации и оценки чувствительности организмов (преимущественно бентоса) к антропогенному воздействию, существующие на время составления отчёта. В практической работе специалисты MarLIN используют несколько шкал и таблиц, которые характеризуют используемые ими данные. Особо следует отметить, что информационная система, созданная сетью MarLIN, начинается таблицей, в которой указывается научная “Доказательность” (Evidence / Confidence) сведений об отклике видов на воздействие. Несмотря на то, что система MarLIN опирается на данные только по бентосным видам, обитающим в прибрежных водах Британии и Ирландии, на сегодняшний день подход её авторов к оценке уязвимости морских видов представляется наиболее разработанным.

Интерес к картам, созданным специалистами Великобритании, проявили эксперты Нидерландов, решавшие сходные вопросы в своей стране. Они отметили, что

английский атлас не охватывает все необходимые акватории Северного моря и в отношении загрязнения моря нефтью ограничивается преимущественно чувствительностью птиц. По их мнению, требуется учитывать большее число компонентов экосистем, а также экономические характеристики района. В 2001 году под эгидой Голландского министерства транспорта, общественных работ и водопользования (Rijkswaterstaat) был начат проект, нацеленный на создание карт интегральной уязвимости моря к нефти для голландского сектора Северного моря [66].

Метод, использованный голландцами, предложен Национальным институтом управления побережьем и морскими акваториями (RIKZ, Гаага). Он базируется на учёте 201 вида и биотопа, включая 28 видов коммерческих беспозвоночных и рыб. Однако после отбора наиболее чувствительных и важных видов список был сокращён. В итоговый анализ были включены представители промысловых двустворчатых моллюсков и креветок, преимущественно промысловые виды рыб, морские птицы и тюлени. Одной из приоритетных задач построения интегральных карт являлась оценка уязвимости прибрежных экосистем Голландии к нефти марки REBCO (Russian Export Blend Crude Oil). Голландский метод разработан весьма подробно, хорошо документирован, заканчивается составлением интегральных карт чувствительности, но требует детального знания экологии видов, что отмечают и авторы. Собрать столь подробные сведения могут специалисты далеко не всех государств. В частности, для морей России необходимые данные по биологии многих видов отсутствуют.

Наиболее поздней по времени работой, связанной с оценкой уязвимости морских экосистем к нефтяным разливам, явились карты экологической чувствительности Балтийского моря, построенные в ходе работы по проекту BRISK, выполнявшемуся под эгидой HELCOM [55]. Самый примечательный вывод, который можно сделать по результатам этой работы состоит в том, что использование биологических характеристик в качестве приоритетных

показателей в оценке интегральной чувствительности, существенно повышает “контрастность” итоговых карт и гораздо явственнее демонстрирует её сезонные изменения.

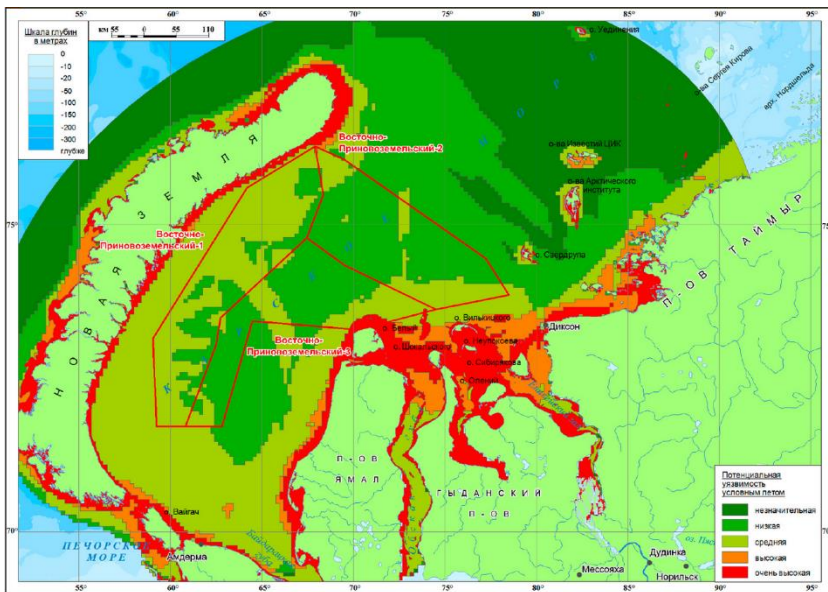


Рис. 2. Интегральная уязвимость юго-западной части Карского моря к разливу нефти в июле-сентябре
Fig. 2. Integral vulnerability of the South-Western Kara Sea to the oil spill in July-September

Несколько эвристических методов построения *интегральных* карт экологической уязвимости морских акваторий к антропогенному воздействию предложено в России [21; 26; 27; 32; 40; 41; 49; 74; 75] (Рис. 2). Не все они одинаково удачны. В частности, специалисты Мурманского морского биологического института (ММБИ), в попытке подвести под свои методические построения “токсикологический” фундамент, не приняли в расчёт накопленный специалистами объем экологических наблюдений по последствиям аварий на море. В итоге наименее уязвимыми по их оценкам являются морские млекопитающие, а наиболее уязвимыми - птицы и планктон. При этом коэффициенты

уязвимости, предлагаемые авторами для планктона, выше, чем для морских млекопитающих от 4,3 до 10,5 раз [49]. Понятно, что в расчётах не учтены способности рассматриваемых групп организмов к восстановлению.

Планктон действительно высокочувствителен. Но, благодаря огромной численности, его гибель вследствие интоксикации компонентами нефти пренебрежимо мала на фоне высокой естественной смертности. В открытом море популяции планктонных организмов восстановят исходное обилие, как только нефтяное пятно будет отнесено от пункта наблюдения. Иными словами, при высокой чувствительности, уязвимость планктона низкая; и воздействие нефти на него будет не столь драматичным, как для морских млекопитающих, восстановление которых может потребовать годы. При этом редкие виды млекопитающих, при большом разливе в местах их локального обитания, могут быть уничтожены вообще полностью. Несомненно, что соображения такого рода должны учитываться при построении карт экологически уязвимых зон.

Укажем здесь, что наши мурманские коллеги участвовали в работе группы экспертов, разрабатывавшей под эгидой WWF России методические подходы к созданию карт экологически уязвимых зон и районов приоритетной защиты [18]. Они также хорошо знакомы с нашими публикациями и соображениями о том, что только учёт всех компонентов биоты позволяет корректно картографировать уязвимость. Однако они упорно следуют своим путём, который подвергался критике разными специалистами в ходе создания методики под эгидой WWF и позднее. Проводя картографирование, они берут в расчёт лишь часть основных компонентов морской биоты, а наукообразие расчётов базируется на перемножении показателей, достоверность которых ничем не подтверждена и потому сомнительна. При этом декларируется разработка методики построения экологической уязвимости, которая может быть положена в основу единой российской методики [51]. Отметим, что в

итоговый текст Методических подходов [18] версия специалистов Мурманска включена так и не была.

В отношении построения карт интегральной уязвимости прибрежных вод к антропогенному воздействию, разумно присоединиться к мнению, высказанному в обзоре голландских специалистов [66]. Составители обзора подчёркивают, что карты экологической чувствительности, разработанные для региона, должны обеспечивать принятие ясных и непротиворечивых управленческих решений, а имеющаяся информация должна интегрироваться в один итоговый индекс. Они также отмечают, что в мире используется много различных систем картирования экологической чувствительности и даже в пределах Северного моря страны используют различные методы. При этом в одной стране их часто несколько (такая ситуация складывается, например, в Великобритании, Норвегии и России). Авторы указывают, что в случае крупного разлива могут потребоваться усилия нескольких стран. В таком случае необходимой окажется гармонизация карт чувствительности, которые создаются или используются. Однако не все страны с этим согласны. В частности, при проведении 7-й встречи сторон, договаривающихся о реализации Боннской конвенции 1983 года о предупреждении загрязнения Северного моря нефтью и вредными веществами, многие делегации не выразили понимания в вопросе создания *общих* карт экологической чувствительности [54]. Подчёркивается, что целесообразным представляется высокая доступность такой информации, например, на основе интернета. Это потребует дисциплины, педантичного планирования, эффективной коммуникации, периодического обновления данных и соответствующего финансирования.

Завершая раздел по оценке чувствительности морских экосистем к антропогенному воздействию, отметим исключительную устойчивость интегральных карт уязвимости к используемым данным. Суть утверждения состоит в том, что выводы, которые формулируются по итогам построения карт

интегральной уязвимости, лишь в небольшой степени зависят от того, включены ли в анализ данные на уровне видов или групп организмов, обеспечены они качественными или количественными материалами и т.д. Более того, даже при рассмотрении разных воздействий на прибрежные экосистемы (сейсморазведки, дампинга, нефтяного разлива), общая картина пространственно-временного распределения уязвимости остаётся относительно сходной. Так, например, если тростниковое мелководье является высокочувствительным биотопом для водоплавающих птиц весной в отношении дампинга, то оно будет столь же высокочувствительным участком для этих птиц в отношении нефтяного разлива и тоже весной. Или, например, если на карте устье нерестовой реки наиболее уязвимо к взвесу осенью, во время хода лососёвых и сиговых рыб, то оно будет также наиболее уязвимо к нефтяному загрязнению и тоже осенью. Характеризуемая ситуация представляется весьма сходной с неспецифическим откликом на заболевание человека, когда при различии причин, вызвавших стресс, симптомы болезни одинаковы (высокая температура, слабость, озноб и т.п.).

Завершающий этап биологического мониторинга – прогноз. Прогноз показателей разнообразия, обилия и структуры морских сообществ может базироваться на различных вариантах регрессионного анализа. Нами опробовано построение моделей распределения бентоса в российских морях по алгоритмам метода группового учёта аргументов (МГУА) [9]. Материалом послужили полевые сборы и наблюдения, сделанные в экспедициях в Баренцевом, Карском, Лаптевых, Восточно-Сибирском и Чукотском морях [29; 33; 38; 39]. В качестве объясняющих переменных в массив данных были включены все зарегистрированные факторы среды (их общее число около 50). Из биологических показателей были опробованы число видов на станции (2-5 дночерпателей площадью 0.1 и 0.25 кв.м), суммарная биомасса макробентоса и биомасса его основных групп (г/кв.м). Оправдываемость прогнозов, рассчитанных по моделям, в

области интерполяции составила 88-100%, в области экстраполяции – 82%. Содержательная интерпретация обнаруженных закономерностей в ряде случаев была вполне логична. В частности, было показано, что повышение температуры придонной воды в диапазоне температур - 1.2...+6.7°C увеличивает разнообразие и обилие бентоса в 3-10 раз [14]. Связь бентоса с рядом “экзотических” факторов (например, содержание в пелитовой фракции грунта скандия и бария) объяснения не находит, может относиться к ложным корреляциям и требует для интерпретации недостающих знаний.

Резюмируя итоги работы, подчеркнём, что в её задачи входила не столько критика методов (подходов), используемых в конкретных лабораториях (или более крупных научных подразделениях), сколько желание обратить внимание заинтересованных исследователей на реальные трудности интерпретации экологических наблюдений, выполненных разными научными коллективами. Важным представляется также и то, что проводящие экологические изыскания специалисты (1) должны принимать в расчёт всю совокупность уже накопленных знаний; и (2) ориентироваться на конечные цели своих исследований. Последнее нередко требует отхода от навыков, полученных в ходе овладения своей более узкой специализацией, и умения формировать системный взгляд на предмет исследования.

Литература

1. Атлас биологического разнообразия морей и побережий российской Арктики. - М.: WWF России, 2011. 64 с. ISBN 978-5-9902786-1-5.
2. Броккая В.А., Зенкевич Л.А. Количественный учет донной фауны Баренцева моря // Труды ВНИРО. 1939. Т. 4. С. 5-126.
3. Гарбуль Е.А., Любина О.С. Оценка уловистости дночерпателей разных типов на песчаных грунтах // Глобальные климатические изменения и их влияние на экосистемы арктических и субарктических регионов. - Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2011. С. 19-20. ISBN 978-5-91137-167-8.
4. Герасимова А.В. Пространственно-временная организация поселений двусторчатых моллюсков губы Чупа Белого моря // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. - СПб, 2001. 24 с.
5. Гурьянова Е.Ф., Ушаков П.В. К фауне Чёрной губы на Новой Земле // Исследования морей СССР. 1928. Вып. 6. С. 3-72.
6. Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 1995 год. - Обнинск, 1996. 161 с.
7. Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 1996 год. - СПб: Гидрометеиздат, 1997. 110 с.
8. Зенкевич Л.А. Избранные труды. Т. 1. Биология северных и южных морей СССР. - М.: Наука, 1977. 339 с.
9. Ивахненко А.Г. Индуктивный метод самоорганизации моделей сложных систем. - Киев: Наукова думка, 1982. 296 с.
10. Кийко О.А., Погребов В.Б. Статистический анализ пространственно-временной структуры донного населения Баренцева моря и прилежащих акваторий // *Биология моря*. 1998. Т. 24, № 1. С. 3-9. ISSN 0134-3475.
11. Кийко О.А., Погребов В.Б. Донные сообщества европейской Арктики близ архипелагов Шпицберген и Земля Франца Иосифа // *Природа шельфа и архипелагов европейской Арктики*. Вып. 8. - М.: ГЕОС, 2008. С. 164-173. ISBN 978-5-89118-428-2.
12. Кийко О.А., Погребов В.Б. Экологическая уязвимость и многолетняя изменчивость морской биоты в западном секторе Российской Арктики // *Материалы 17-го научного семинара "Чтения памяти К.М. Дерюгина"*. - СПб, 2014 (в печати).
13. Мартынова Д.М. Ловля планктона в море: многоя метода, многоя печали // *Материалы 17-го научного семинара "Чтения памяти К.М. Дерюгина"*. - СПб, 2014 (в печати).
14. Матишов Г.Г., Денисов В.В., Дженюк С.Л., Тарасов Г.А., Хасанкаев В.Б. Проблемы и методы экологического мониторинга морей и прибрежных зон Западной Арктики. - Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2001. 278 с.
15. Матишов Г.Г., Дженюк С.Л., Ишкулов Д.Г. Развитие гидробиологических исследований в Евро-Арктическом регионе в

- XIX-XX веках и в перспективе // *Вестник Кольского научного центра РАН*. 2009. № 1. С. 17-23. ISBN 978-5-91137-119-7.
16. Месяцев И.И. 14-я экспедиция Морского научного института / Труды Плавучего морского НИИ. 1930. Т. 4, вып. 1. С. 15-26.
 17. Месяцев И.И. Моллюски Баренцева моря / Труды Государственного океанографического института. 1931. Т. 1, вып. 1. М. С. 1-168.
 18. Методические подходы к созданию карт экологически уязвимых зон и районов приоритетной защиты акваторий и берегов Российской Федерации от разливов нефти и нефтепродуктов / Блиновская Я.Ю., Гаврило М.В., Дмитриев Н.В., Погребов В.Б., Пузаченко А.Ю., Усенков С.М., Книжников А.Ю., Пухова М.А., Шилин М.Б., Семанов Г.Н. - Владивосток – Москва – Мурманск – Санкт-Петербург: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2012. 60 с.
 19. Надежин В.М. Гидрологический режим Печорской губы и его значение в распределении основных промысловых рыб и объектов их питания // Материалы сессии Ученого совета ПИНРО по результатам исследований 1962-1963 гг. - Мурманск, 1964. С. 183-190.
 20. Несис К.Н. Степень достоверности величин биомассы по пробам дночерпателя "Океан-50" // *Океанология*. 1964. Т. 4. Вып. 6. С. 1101-1105.
 21. Новиков М.А. Методология интегрированной оценки экологической уязвимости и рыбохозяйственной ценности морских акваторий (на примере Баренцева и Белого морей). - Мурманск, изд-во ПИНРО, 2006. 250 с.
 22. Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. - М.: Изд-во ВНИРО, 1997. 350 с.
 23. Погребов В.Б. Влияние размера и общего числа учетных площадок на результаты учета отдельных видов макрозообентоса // *Вестник ЛГУ*. 1981. № 3. С. 32-37.
 24. Погребов В.Б. Оценка современного состояния биоты экосистем Печоры, Оби, Енисея и Пясины (в границах Арктического региона) // Итоговая сессия Ученого совета ААНИИ по результатам работ 1996-1998 гг.: Тез. докл. - СПб, 1999. С. 87-89.
 25. Погребов В.Б. Изменчивость "нормы" и интерпретация результатов экологического мониторинга – анализ динамики артефактов? // Теория и практика комплексных морских исследований в интересах экономики и безопасности Российского Севера: Тезисы докладов. - Мурманск - Апатиты, 2005. С. 124-126.
 26. Погребов В.Б. Интегральная оценка экологической чувствительности биоресурсов береговой зоны к антропогенным воздействиям // Основные концепции современного берегопользования. Т. 2. - СПб: изд-во РГГМУ, 2010 а. С. 43-85. ISBN 978-5-86813-259-9.
 27. Погребов В.Б. Анализ суммарной экологической выгоды // Основные концепции современного берегопользования. Т. 2. - СПб: изд-во РГГМУ, 2010 б. С. 86-122. ISBN 978-5-86813-259-9.

28. Погребов В.Б. Биологические исследования шельфа с использованием автоматизированных систем наблюдения // Основные концепции современного берегопользования. Т. 3. - СПб: изд-во РГГМУ, 2011. С. 97-137. ISBN 978-5-86813-294-0.
29. Погребов В.Б. Основные способы анализа и описания распределения водных организмов в береговой зоне // Основные концепции современного берегопользования. Т. 4. - СПб: изд-во РГГМУ, 2012. С. 76-111.
30. Погребов В.Б. Климатические изменения и донное население арктического шельфа: оценка состояния бентоса при изменениях температуры придонной воды // Комплексные исследования природы Шпицбергена и прилегающего шельфа. - М.: ГЕОС, 2014. С. 254-260.
31. Погребов В.Б. Экологический мониторинг в морях российской Арктики: методические нюансы биологических исследований // Арктическое морское природопользование в XXI веке – современный баланс научных традиций и инноваций (к 80-летию ММБИ КНЦ РАН). - Апатиты, 2015. С. 195-197. ISBN 978-5-91137-295-8.
32. Погребов В.Б., Гаврило М.В., Туманов И.Л., Чернова Н.В. Интегральная оценка уязвимости морских экосистем при аварийных разливах нефти в Арктике // Оптимизация использования морских биоресурсов и комплексное управление прибрежной зоной Баренцева моря: Тезисы докладов. - Мурманск, 1999. С. 88-90.
33. Погребов В.Б., Гончарова Е.Г., Яковлев А.В. Анализ распределения макрозообентоса Новоземельского шельфа Баренцева моря методом самоорганизующегося моделирования на основе данных подводной фотосъемки // *Океанология*. 1994. Т. 34, № 6. С. 915-923.
34. Погребов В.Б., Кийко О.А. Многомерная классификация гидробиологических данных в целях экологического мониторинга: опыт картирования бентосных сообществ Печорского моря // Новое в экологии и безопасности жизнедеятельности. - СПб, 1998. Т. 1. С. 282–284.
35. Погребов В.Б., Кийко О.А. Использование принципа “наилучшей практики” для решения природоохранных вопросов при освоении шельфовых месторождений и развития береговых районов // Биологические основы устойчивого развития прибрежных морских экосистем: Тез. докл. - Апатиты, 2001 а. С. 187-189.
36. Погребов В.Б., Кийко О.А. Экологический мониторинг района Приразломного нефтяного месторождения: о необходимости учета многолетней динамики // Освоение шельфа Арктических морей. Труды 5-й Международной конференции. - СПб, 2001 б. С. 360-364.
37. Погребов В.Б., Кийко О.А., Петрова В.И., Судник А.Г., Чивилев С.М. Опыт экологического обследования морских акваторий в преддверии освоения ресурсов шельфа // Проблемы Арктики и Антарктики. Юбилейный выпуск (№ 72). - СПб: Гидрометеониздат, 2000. С. 316-334.
38. Погребов В.Б., Пантелеймонов Т.В., Наумова А.В. Экологическое состояние прибрежных акваторий Восточно-Сибирского и Чукотского

- морей по характеристикам бентоса // Биологические основы устойчивого развития прибрежных морских экосистем: Тезисы докладов. - Апатиты, 2001. С. 189-191.
39. Погребов В.Б., Пантелеймонов Т.В., Негуляева С.В. Экологические факторы, формирующие структуру бентоса в морских прибрежьях и эстуариях Российской Арктики: анализ воздействия по результатам самоорганизующегося моделирования // Проблемы Арктики и Антарктики. Сборник статей. Юбилейный выпуск № 73 (к 70-летию Северного морского пути). - СПб: Гидрометеиздат, 2002. С. 116-134.
40. Погребов В.Б., Пузаченко А.Ю. Интегральная оценка потенциальной уязвимости биоты к операциям по разработке шельфовых месторождений нефти // Поморье в Баренц-регионе на рубеже веков: экология, экономика, культура: Тез. докл. - Архангельск: ИЭПС УрО РАН, 2000. С. 180-181. ISBN 5-85879-048-8.
41. Погребов В.Б., Пузаченко А.Ю. Экологическая уязвимость Баренцева, Белого, Балтийского, Черного и Каспийского морей к операциям по добыче и транспортировке нефти: сравнительный анализ // Освоение шельфа Арктических морей. Труды международной конференции РАО-03. СПб, 2003. С. 389-393.
42. Погребов В.Б., Рябова В.Н. Индикация экосистемных нарушений в условиях антропогенного термального градиента в Финском заливе по планктону // *Экология*. 1988. № 4. С. 39-45.
43. Погребов В.Б., Рябова В.Н. Биоиндикация последствий антропогенной термофикации вод Финского залива на основе линейных дискриминантных функций // *Вестник ЛГУ*. 1991. № 3. С. 14-20.
44. Погребов В.Б., Шилин М.Б. Экологический мониторинг прибрежной зоны арктических морей. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2001. 96 с.
45. Погребов В.Б., Шилин М.Б. Экологический мониторинг береговой зоны // Основные концепции современного берегопользования. Т. 1. СПб: изд-во РГГМУ, 2009. С. 95-123. ISBN 978-5-86813-247-6.
46. Пропп М.В. Экология прибрежных донных сообществ Мурманского побережья Баренцева моря по материалам водолазных гидробиологических работ. Л., Наука, 1971. 128 с.
47. Ткаченко К.С. Использование фото и видеосъемки в гидробиологических исследованиях. Самара: изд-во СНЦ РАН, 2011. 155 с.
48. Чернова Н.В. Ихтиоцен глубоководного грязевого вулкана Хаакон Мосби (юго-западный континентальный склон Баренцева моря) // Проблемы морской палеоэкологии и биогеографии в эпоху глобальных изменений. Материалы 8-й Всероссийской школы по морской биологии и 9-й международной научной конференции "Комплексные исследования архипелага Шпицберген". - М.: ГЕОС, 2009. С. 188-199.
49. Шавыкин А.А., Ильин Г.В. Оценка интегральной уязвимости Баренцева моря от нефтяного загрязнения. - Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2010. 110 с.

50. Шилин М.Б., Хаймина О.В. Прикладная морская экология. Учебное пособие. - СПб: изд-во РГГМУ, 2014. 79 с. ISBN 978-5-86813-379-4.
51. Шавыкин А.А. Методика построения карт уязвимости прибрежных и морских зон от нефти // Арктическое морское природопользование в XXI веке – современный баланс научных традиций и инноваций (к 80-летию ММБИ КНЦ РАН). - Апатиты, 2015. С. 250-253.
52. Экосистемы, биоресурсы и антропогенное загрязнение Печорского моря. - Апатиты, 1996. 162 с.
53. Areas vulnerable to acute oil pollution in the Norwegian Barents Sea. Report for WWF Norway No. 456. 2005. 12 p.
54. Bonn Agreement. Compilation on sensitivity mapping. Presented by the Secretariat. Document No. BONN 05/2/4/-(L), Bonn Agreement for Cooperation in Dealing with Pollution of the North Sea by Oil and Other Harmful Substances, 1983. 17th meeting of the contracting parties; 17-29 September 2005, Ostend, Belgium.
55. BRISK, 2012. Sub-regional risk of oil and hazardous substances in the Baltic Sea (BRISK). Environmental Vulnerability. Denmark, 2012. 79 p.
56. Cartographic Services. Atlas of nature conservation sites in Great Britain sensitive to coastal oil pollution. Peterborough, UK: Nature Conservancy Council, 1990.
57. Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coastal Zone. NERI Technical Report, No. 493. 2004a. 611 p.
58. Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68°-72°N) Coastal Zone. NERI Technical Report, No. 494. 2004 b. 798 pp. Kiyko O.A., Pogrebov V.B. Long-term benthic population changes (1920–1930s – present) in the Barents and Kara Seas // *Marine Pollution Bulletin*. 1997. Vol. 35, No. 7–12. P. 322–332. ISSN / ISBN 0025-326X.
59. Kiyko O.A., Pogrebov V.B. Mapping of bottom communities for ecological monitoring purposes: multivariate data classification // *Proceedings of the 18th International Cartographic Conference*. 1997. Vol. 1. - Stockholm. P. 326-334.
60. Knizhnikov A., Pogrebov V., Pukhova M. Alignment of methods used to develop maps of ecologically vulnerable zones and regions of water areas and shores with priority protection against spills of oil and oil products in Russia // *Geography, Environment, Sustainability Journal*, Moscow State University. 2011. No. 3 (V. 4). P. 114-127. ISSN 2071-9388.
61. MarLIN. Impact of human activities on benthic biotopes and species. Report to Department for Environment, Food and Rural Affairs from the Marine Life Information Network (by Tyler-Walters, H. & Hiscock, K.). - Plymouth: Marine Biological Association of the UK. 2005. 163 p.
62. MarLIN. The Marine Life Information Network - information to support marine species and habitat conservation, sustainable management, protection and planning. 2012.
63. Milkov A., Vogt P., Cherkashev G., Ginsburg G., Chernova N., Andriashev A. Sea-floor terrains of Håkon Mosby Mud Volcano as surveyed by deep-

- tow video and still photography // *Geo-Marine Letters*. 1999. Vol. 19. P. 38-47. ISSN 1432-1157 (electronic version)
64. Nemeč A.F.L., Brinkhurst R.O. The Fowlkes–Mallows statistic and the comparison of two independently determined dendrograms // *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*. 1988. Vol. 45, No. 6. P. 971–975.
 - Offringa H.R., Lahr J. An integrated approach to map ecologically vulnerable areas in marine waters in the Netherlands (V-maps). The Hague: RIKZ, 2007. 93 p.
 65. OILECO. Integrating ecological values in the decision making process on oil spill combating in the Gulf of Finland. University of Helsinki, Palmenia Centre for Continuing Education. 2007. 75 p.
 66. Pogrebov V.B. Assessment of the ecological state of the west-arctic shelf by benthos // *Arctic Research of the United States*. 1994 a. Vol. 8. P. 290–294.
 67. Pogrebov V.B. Biological evaluation of the environment quality in the course of Arctic offshore development // *Development of the Russian Arctic offshore*. - Helsinki: JUSTNV–PAINO OY AJACTOS AB, 1994 b. P. 328–331.
 68. Pogrebov V.B. Biological effects of pollution in the seas of the Russian Arctic: assessment by benthos indices // *ACOPS 5th CIS Conference on Protection of Russian North and Arctic Environment*. - St. Petersburg, 1996. P. 1-15.
 69. Pogrebov V.B. Trends and results of biological studies carried out in the Pechora Bay // *Barents Sea Impact Study. Proceedings of the First International BASIS Conference*. - Munster, Germany, 1999. P. 445-446.
 - Pogrebov V.B., Fokin S.I., Galtsova V.V., Ivanov G.I. Benthic communities as influenced by nuclear testing and radioactive waste disposal off Novaya Zemlya in the Russian Arctic // *Marine Pollution Bulletin*. 1997. Vol. 35, No. 7-12. P. 333-339. ISSN / ISBN 0025-326X.
 70. Pogrebov V.B., Ivanov G.I., Nekrasova N.N. Macrobenthic communities of the Pechora Sea: the past and the present on the threshold of the Prirazlomnoye oil-field exploitation // *Marine Pollution Bulletin*. 1997. Vol. 35, No. 7–12. P. 287–295. ISSN / ISBN 0025-326X.
 71. Pogrebov V., Usenkov S., Kiyko O., Chernova N. & Chaadayeva E. 2013. [Electronic resource]: Environmental vulnerability of the Eastern Gulf of Finland during the wintertime and preliminary NEBA of the use of dispersants: Report. Agency of Ecological Consulting & Nature Protection Design ECOPROJECT. 52 p. URL: <http://www.merikotka.fi/projects/current-projects/winoil/publications/>; (searched on 13.05.2015).
 72. Pogrebov V., Usenkov S., Kiyko O., Chernova N. & Chaadayeva E. 2013. [Electronic resource]: Environmental vulnerability of the Eastern Gulf of Finland during the wintertime and preliminary NEBA of the use of dispersants: Atlas. Agency of Ecological Consulting & Nature Protection Design ECOPROJECT. 23 p. URL: <http://www.merikotka.fi/projects/current-projects/winoil/publications/>; (searched on 13.05.2015).

Примечание.

БИО-ENV процедура входит в пакет программ PRIMER, разработанных в Плимутской морской лаборатории для анализа бентоса (<http://www.primer-e.com/>). Суть ее состоит в выявлении комбинаций абиотических факторов, определяющих состав, структуру и распределение донного населения. В ходе анализа рассчитываются ранговые коэффициенты корреляции r_r между значениями в матрице сходства станций по структуре бентоса, с одной стороны, и значениями в матрице сходства станций по средовым переменным для различных комбинаций параметров - с другой. При этом последовательно перебираются все возможные комбинации факторов по одному, по два, по три и так до полного перечня. Полагается, что приоритетными по экологической значимости являются факторы, обеспечивающие наибольшее значение r_r .

ABC анализ входит в пакет программ PRIMER (<http://www.primer-e.com/>). Суть его состоит в последовательном нанесении на график численности и биомассы видов в порядке снижения их обилия в донном сообществе (с первого до последнего). Многочисленными исследованиями, в том числе и нашими [24, 36, 38], установлено, что в ненарушенных сообществах кривая биомассы на графике проходит над кривой численности – доминируют крупные организмы. В условиях стресса кривая численности на графике проходит над кривой биомассы – доминируют мелкие организмы.

ДДТ (дихлордифенил трихлорметилметан, дуст) – инсектицид из класса хлорорганических соединений. Использовался в сельском хозяйстве для уничтожения насекомых-вредителей; и это значительно повышало урожаи. Применяли дуст и для истребления насекомых-переносчиков опасных болезней человека. Первое же применение ДДТ против вшей в 1944 остановило эпидемию тифа в Неаполе, затем – в Египте, Мексике, Гватемале. Антималарийные кампании с дустом спасли 5 миллионов жизней, одновременно были остановлены эпидемии висцерального лейшманиоза, который переносят москиты. Эффективно уничтожал дуст и энцефалитных клещей. Обработывали дустом помещения и людей и для профилактики.

Ныне из списка пестицидов, разрешенных для применения, ДДТ исключен, поскольку накапливается в почве и организмах, включается в пищевую цепь и долго разрушается (в почве – до 12 лет). Однако вред ДДТ для человека достоверно не доказан.