



ОРГАНИЗАЦИЯ
ОБЪЕДИНЕННЫХ
НАЦИЙ

НЬЮ-ЙОРК

ИМО/ФАО/ЮНЕСКО-МОК/ВМО/ВОЗ/
МАГАТЭ/ООН/ЮНЕП

Объединенная группа экспертов по научным
аспектам охраны морской среды (ГЕЗАМП)



ПРОГРАММА
ОРГАНИЗАЦИИ
ОБЪЕДИНЕННЫХ
НАЦИЙ ПО ОКРУЖАЮЩЕЙ
СРЕДЕ

НАЙРОБИ



ПРОДОВОЛЬСТВЕННАЯ И
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ
ОРГАНИЗАЦИЯ ООН

РИМ



ОРГАНИЗАЦИЯ
ОБЪЕДИНЕННЫХ
НАЦИЙ ПО ВОПРОСАМ
ОБРАЗОВАНИЯ,
НАУКИ И КУЛЬТУРЫ

ПАРИЖ

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ИНДИКАТОРЫ И ИХ ПРИМЕНЕНИЕ В ОПРЕДЕЛЕНИИ СОСТОЯНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ



UNESCO

МЕЖПРАВИТЕЛЬСТВЕННАЯ
ОКЕАНОГРАФИЧЕСКАЯ
КОМИССИЯ



ВСЕМИРНАЯ
ОРГАНИЗАЦИЯ
ЗДРАВООХРАНЕНИЯ

ЖЕНЕВА



ВСЕМИРНАЯ
МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКАЯ
ОРГАНИЗАЦИЯ

ЖЕНЕВА



МЕЖДУНАРОДНАЯ
МОРСКАЯ
ОРГАНИЗАЦИЯ

ЛОНДОН



МЕЖДУНАРОДНОЕ
АГЕНТСТВО
ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ

ВЕНА

ОТЧЕТЫ И ИССЛЕДОВАНИЯ ГЕЗАМП №55



ЮНЕП

ПРОГРАММА ООН ПО ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Отчеты и исследования ГЕЗАМП №55

**ИМО/ФАО/ЮНЕСКО-МОК/ВМО/ВОЗ/ МАГАТЭ/ООН/ЮНЕП
Объединенная группа экспертов по научным аспектам охраны
морской среды (ГЕЗАМП)**

**Биологические индикаторы
и их применение в определении состояния
морской среды**

При цитировании обязательна ссылка на:

Биологические индикаторы и их применение в определении состояния морской среды /ГЕЗАМП (ИМО/ФАО/ЮНЕСКО/ВМО/ВОЗ/МАГАТЭ/ООН/ЮНЕП Объединенная группа экспертов по научным аспектам охраны морской среды) // Отчеты и исследования ГЕЗАМП/ Пер. с англ. - М.: ЦМП. - 1995. - №55. - 60 с.

© ГЕЗАМП 1995 г.

Охраняется авторским правом.

Материалы, содержащиеся в настоящей публикации, не могут быть воспроизведены частично или полностью, заложены в системы хранения информации или переданы в любой форме или любым способом: электронным, электростатическим - на магнитной ленте, механическим, фотоконированием, магнитной записью или каким-либо другим способом, без предварительного письменного разрешения одной из организаций-учредителей ГЕЗАМП.

Настоящая публикация подготовлена к изданию Центром международных проектов Министерства охраны окружающей среды и природных ресурсов Российской Федерации.

ПРИМЕЧАНИЯ

1. ГЕЗАМП - консультативный орган, состоящий из специализированных экспертов, назначенных организациями-учредителями (ИМО, ФАО, ЮНЕСКО, ВМО, ВОЗ, МАГАТЭ, ООН, ЮНЕП). Его основной задачей является предоставление научных консультаций по проблемам охраны морской среды организациям-учредителям и Межправительственной океанографической комиссии (МОК).
2. Настоящий отчет (на английском языке) может быть предъявлен любой организацией-учредителем.
3. В отчете изложены мнения членов ГЕЗАМП, которые могут и не совпадать с мнениями организаций-учредителей.
4. Любая организация-учредитель может дать разрешение на воспроизведение полного текста отчета или его части для публикации любому лицу, не являющемуся сотрудником какой-либо организации-учредителя ГЕЗАМП, или любой организации, не являющейся учредителем ГЕЗАМП, если указывается ссылка на источник и выполняются вышеизложенные условия.

Загрязнение морской среды по определению ГЕЗАМП:

Загрязнением является внесение человеком, прямо или косвенно, веществ или энергии в морскую среду (включая эстуарии), приводящее к таким вредным воздействиям, как ущерб живым ресурсам, угроза здоровью человека, затруднение антропогенной деятельности на море, включая рыбный промысел, ухудшение качества морской воды и снижение рекреационного потенциала.

***Члены Рабочей группы ГЕЗАМП по биологическим индикаторам
и их применению в определении состояния морской среды***

Профессор Джон С. Грей
Факультет зоологии и химии моря
Биологический институт
Норвегия
Professor John S. Gray (Chairman)
Department of Marine Zoology and Marine
Chemistry
Biological Institute
P.O. Box 1064
0316 Oslo Norway

Доктор Ли Шугарт
Отдел наук по окружающей среде
Окридгская национальная лаборатория
США
Dr. Lee Shugart
Environmental Sciences Division
Oak Ridge National Laboratory
P.O. Box 2008
Oak Ridge, Tennessee 37831 U.S.A.

Доктор Сьюзен Андерсон
Радиационная лаборатория
им. Лоуренса
США
Dr. Susan Anderson
Lawrence Berkeley Laboratory (MS70-193A)
1 Cyclotron Road
Berkeley, California 94720 U.S.A.

Профессор Энтони Дж. Андервуд
Лаборатории экологии моря (A 11)
Австралия
Professor Antony J. Underwood
Institute of Marine Ecology
Marine Ecology Laboratories A11
University of Sydney
Sydney, NSW 2006 Australia

Доктор Брайан Л. Бэйн
Плимутская морская лаборатория
Великобритания
Dr. Brian L. Bayne
Plymouth Marine Laboratory
Prospect Place
Plymouth PL1 3DH
United Kingdom

Доктор Хелен Яп
Институт наук о море
Филиппинский университет
Филиппины
Dr. Helen Yap
Marine Science Institute
University of the Philippines
U.P.P.O. Box 1
Diliman
Quezon City 1101 Philippines

Доктор Майкл Хилден
Центр оценки воздействий на окружающую
среду
Национальное управление водных ресурсов
и окружающей среды
Финляндия
Dr. Mikael Hilden
Environmental Impact Assessment Unit
National Board of Waters and the
Environment
P.O. Box 250
FIN-00101 Helsinki Finland

Доктор Манфред Науке
ИМО, Технический секретарь ГЕЗАМП
Великобритания
Dr. Manfred Nauke
IMO Technical Secretary of GESAMP
Marine Environment Division
4 Albert Embankment
London SE1 7SR United Kingdom

Доктор Джеймс Р. Прайт
Школа лесных ресурсов
Университет штата Пенсильвания
США
Dr. James R. Pratt
School of Forest Resources
7 Ferguson Building
Pennsylvania State University
University Park
Pennsylvania 16802-4302 U.S.A.

Доктор Иван Зражевский
ЮНЕП, Технический секретарь ГЕЗАМП
Швейцария
Dr. Ivan Zrajevskij
UNEP Technical Secretary of GESAMP
UNEP Regional Office for Europe
Palais des Nations
1211 Geneva 10 Switzerland

Содержание

ПРЕДИСЛОВИЕ	1
РЕЗЮМЕ.....	1
1. КРУГ ПОЛНОМОЧИЙ	2
ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТЕРМИНОВ	4
1.1. Цели и задачи	5
1.2. Предпосылки	6
2. ХАРАКТЕРНЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МОРСКУЮ ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ	9
2.1. Мелководные местообитания	11
2.1.1. Эстуарии	11
2.1.2. Неустьевые местообитания	12
2.2. Глубоководные местообитания	13
2.3. Сценарии воздействия	14
3. ИНДИКАТОРЫ ЭКСПОЗИЦИИ И ВОЗДЕЙСТВИЯ	16
3.1. Биологические тесты	16
3.2. Биологические маркеры	18
3.3. Гистопатология	20
3.4. Физиология	22
3.5. Экология	23
4. ПРИМЕНЕНИЕ ИНДИКАТОРОВ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОСТОЯНИЯ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ	25
4.1. Иерархический подход на каждом этапе экологического исследования	27
4.2. Составление и интеграция программ полевых исследований	30
4.3. Масштабы воздействий	31
5. ПРИМЕРЫ, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЕ МЕТОДИКИ ВЫБОРА ИНДИКАТОРОВ	34
5.1. Сценарии	34
5.2. Ограничения	40
6. ПЛАНИРОВАНИЕ ОТБОРА ПРОБ И ПРОВЕРКА ГИПОТЕЗ ДЛЯ ОБНАРУЖЕНИЯ РЕАКЦИЙ НА ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ СТРЕССЫ	42
6.1. Планирование отбора проб	43
6.2. Одномерные подходы	44
6.2.1. Влияние соответствующих характеристик переменных на оценку реакций, вызванных нарушениями	44
6.3. Многомерные подходы	46
6.4. Общие вопросы	48
6.5. Проверка гипотез и определение возможностей мониторинга и оценки	48
7. УПРАВЛЕНИЕ	50
8. ОСУЩЕСТВЛЕНИЕ СТРАТЕГИИ	52
9. ПОТРЕБНОСТИ СОЗДАНИЯ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОЙ БАЗЫ И ОБУЧЕНИЯ	53
10. ЛИТЕРАТУРА	54

Предисловие

Настоящий отчет является результатом деятельности Рабочей группы ГЕЗАМП "Индикаторы здоровья экосистемы" (Indicators of Ecosystem Health), которая была учреждена в соответствии с предложением 22-ой сессии ГЕЗАМП.

Рабочая группа финансировалась совместными усилиями Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП), Международной морской организации (ИМО), Продовольственной и сельскохозяйственной организации Объединенных Наций (ФАО), Организацией Объединенных Наций по вопросам образования, науки и культуры (ЮНЕСКО), Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) и Генеральной Ассамблеи Организации Объединенных Наций (ООН).

Отчет был принят к публикации в серии "Отчеты и исследования ГЕЗАМП" на 24-ой сессии ГЕЗАМП (Нью-Йорк, 21-25 марта 1994 г).

Резюме

Рабочая группа рассмотрела понятие "здоровая экосистема" и пришла к выводу, что нормальное функционирование какой-либо экосистемы определить можно только в сравнении с условиями, заданными *a priori*, или с контрольными районами. Даже применительно к человеческому организму термин "здоровье" - понятие субъективное и может быть определен лишь приблизительно. То, что в одном районе рассматривается как здоровая система, в другом может оцениваться иначе. Поэтому в данном документе речь идет скорее о "состоянии" морских экосистем, а не об их "здоровье".

Цель документа - дать четкое представление о том, каким образом соответствующие индикаторы можно применять для обнаружения и оценки физического, химического и биологического воздействий на морские экосистемы.

Рабочая группа рекомендует поэтапный подход к использованию биологических индикаторов (биоиндикаторов) в оценке состояния морской окружающей среды с соответствующими каждому этапу методами статистического анализа и планирования отбора проб. На первом этапе выявляется проблема. Второй этап данной схемы - это оценка, постановка и характеристика проблемы; заключительным, третьим этапом является управленческое решение этой проблемы. На каждом этапе цели и методы применения индикаторов могут меняться.

В докладе обсуждаются типичные воздействия на морскую окружающую среду, для иллюстрации использован конкретный пример анализа возможных воздействий на мангровые леса. Рассмотрены индикаторы экспозиции и воздействия на различных уровнях - от молекулярного, организменного, популяционного до уровня сообществ. Кроме того, приведены примеры использования индикаторов для оценок состояния морской окружающей среды и

описано, каким образом могут быть выбраны индикаторы на всех трех этапах.

Применение поэтапного подхода проиллюстрировано на четырех примерах. Это - химическое заражение, физическое разрушение, обогащение биогенами и воздействие повышенных доз биологически активного ультрафиолетового (УФ) излучения на морские экосистемы.

Далее обсуждается важность тщательного планирования отбора проб для выявления экологических стрессов с учетом одномерных и многомерных статистических подходов, реакций популяций на изменения и методик оценки способности данной программы мониторинга (мощности программы) к обнаружению данного изменения.

В докладе рассмотрены вопросы осуществления предложенной схемы в Юго-Восточной Азии и кратко обсуждаются потребности в подготовке специалистов.

1. Круг полномочий

Рабочей группе были предоставлены следующие полномочия:

- определить характеристики компонентов морских экосистем, которые могут применяться повсеместно как показатели нормального функционирования этих систем;
- с этой целью рассмотреть происхождение и смысл таких терминов, как стресс (нагрузка), популяция, сообщество и экосистема, со специальной ссылкой на пространственный и временной масштабы и энергетический баланс в морской окружающей среде;
- рассмотреть методы, применяемые для определения стрессов на морские популяции, сообщества и экосистемы и оценить их значимость и ограничения;
- рассмотреть методы, применяемые для определения стрессов на отдельные организмы в полевых условиях, и оценить их значимость и ограничения;
- на основе вышеизложенного определить наборы индикаторов состояния морских экосистем, которые могут применяться для оценки воздействия антропогенного изменения морской среды.

Рабочая группа приступила к выполнению этих рекомендаций, сконцентрировав свое внимание на индикаторах экспозиции и воздействий, которые были хорошо проверены и, по мнению Рабочей группы, могут использоваться повсеместно.

ГЕЗАМП изучила ряд разработок, имеющих отношение к данному вопросу, таких как "Глобальные стратегии по охране морской среды" (Отчет 45 и Приложения, 1991).

Определение терминов

Заражение	Повышение фоновой концентрации химических веществ или радионуклидов.
Загрязнение	Внесение человеком, прямо или косвенно, веществ или энергии в морскую среду (включая эстуарии), приводящее к таким вредным воздействиям как ущерб живым ресурсам, угроза здоровью человека и затруднение антропогенной деятельности на море, включая рыбный промысел, ухудшение качества морской воды и снижение рекреационного потенциала.
Стресс	Химический или физический процесс, приводящий к реакции в организме либо на уровне организма в целом или сообществ.
Реакция на стресс	Реакция на стресс (или биологическое воздействие стресса) системы в организме либо на уровне организма в целом или сообщества. Включает в себя термин "воздействие" в широком смысле слова.
Оценка	Организованный процесс сбора информации об экспозиции и воздействии на систему, подвергшуюся возможному стрессу, и определение значимости и причин любых наблюдаемых изменений.
Нарушение	Химический или физический процесс, обусловленный антропогенной деятельностью, который может привести или не приводит к реакции биологической системы - в организме либо на уровне организма в целом или сообществ. Нарушения включают стрессы.
Мониторинг	Наблюдение переменной величины в пространстве или времени с целью определения условий или состояния экосистемы.

Основная схема, приведенная в этом документе, не затрагивает следующие вопросы:

1) Оценки значимости (ценности) экосистемы. ГЕЗАМП полагает, что различные общественные группы по-разному будут оценивать значимость сходных систем, поэтому не может быть какого-то общего определения значимости экосистемы.

2) В отчете не раскрыты вопросы, относящиеся к управлению, так как это не входит в круг полномочий. Однако ГЕЗАМП полагает, что предложенная основная схема позволит органам управления включать индикаторы "состояния" или "здоровья" в программы мониторинга, и с этой целью представила схему планирования пробоотбора для таких программ. Рабочая группа обратила внимание на необходимость улучшения диалога между административными органами и учеными.

3) Высказывались предположения о возможности точной количественной оценки "здоровья" экосистемы при использовании численных переменных, которые могут быть формализованы в моделях экосистем (Constanza, 1992). Однако было решено не углубляться в изучение данного подхода, а попытаться обобщить знания о методиках, которые оказались

Относительно первого пункта рекомендаций, Рабочая группа рассматривает **нормальное функционирование** какой-либо системы в сравнительном смысле, т.е. состояние изучаемой системы сравнивается с ее предыдущим состоянием либо с состоянием контрольных или эталонных районов одновременно. Для выполнения таких оценок был предусмотрен поэтапный подход, при котором особое внимание уделяется планированию отбора проб (см. раздел 6). Рабочая группа считает, что термин "здоровье", даже применительно к состоянию человеческого организма, имеет субъективное значение и может быть определен лишь приблизительно. В контексте морской среды система, считающаяся "здоровой" в одном районе, в другом может оцениваться иначе. Формальное определение, по нашему мнению, приведет только к конфликтам, потому что различные общественные группы оценивают состояние систем по-разному. В результате, Рабочая группа применила сравнительный подход, посредством которого производилась классификация систем или состояний системы с использованием набора индикаторов состояния.

Подобным же образом в современном применении термин **экосистема** общепринятого определения не имеет. Балтийское море называют экосистемой так же, как и коралловые рифы и мангровые леса, а это - совершенно разные системы. Так, в популярном учебнике по экологии (Begon et al., 1990) говорится, что сообщества включают в себя все свойства, обычно определяемые для экосистемы. В настоящем документе Рабочая группа применяет термин "экосистема" в чисто функциональном смысле - он включает местообитания и сообщества организмов, а также любые функции этих организмов и процессы, происходящие в среде обитания, такие как кругооборот веществ и энергии.

Термин **нагрузка (стресс)** первоначально применялся в физической механике, обозначает приложение силы на единицу площади, а напряжение - ответную реакцию, т.е. деформацию. Однако широкое применение данного термина в исследованиях окружающей среды привело к его различному толкованию (см. Salow, 1989 и другие статьи в том же томе). В данном отчете определение термина "стресс" приводится в таблице ниже. Реакция на стресс может быть положительной или отрицательной, например, увеличение скорости прироста рыбы или ее уловов. Таким образом, не всякая реакция является негативным изменением.

Термин **мониторинг** в контексте данного отчета рассматривается относительно *a priori* гипотетического или установленного стресса.

Рабочая группа не предоставляет детального обзора методов, применяемых для обнаружения стрессов на морские организмы, так как эти вопросы подробно изложены в материалах рабочих семинаров Группы экспертов по воздействиям загрязнения (GEEP), МОК/ЮНЕП/ИМО (Bayne et al., 1988; Addison & Clarke, 1991; Stebbing et al., 1992). Вместо этого Рабочая группа сконцентрировала свое внимание на выработке системы понятий и схемы применения имеющихся методов.

эффективными в практическом решении экологических проблем. Численное моделирование экосистем в целом имеет пока ограниченное применение на практике (критические отзывы о моделях экосистем см. Sulter, 1993 и Calow, 1989).

Признано, что методы управления и модели экосистем самым существенным образом "взаимодействуют" на многих уровнях описанной здесь схемы исследований.

1.1. Цели и задачи

Методики оценки состояния морских экосистем многочисленны и развиваются быстрее по сравнению с разработками общих принципов соответствующего применения этих методик. Практически мало что сделано, чтобы довести эти разработки до сведения ученых и административных органов во всех регионах мира. Таким образом, существует потребность в современном междисциплинарном руководстве по надлежащему применению различных индикаторов состояния морских экосистем. Хотя по оценке воздействий химических веществ на морскую среду сделано много современных разработок, их нельзя рассматривать отдельно. Биологические и физические воздействия, такие как интродукция экзотических видов, чрезмерная эксплуатация, заиление и драгирование дна, могут также вызвать глубокие нарушения в экосистемах. Эти воздействия и эффекты загрязнения способны влиять друг на друга в морских экосистемах. Кроме того, в глобальном масштабе степень важности одной проблемы по сравнению с другой может резко отличаться от страны к стране и от региона к региону.

Цель данного документа - дать общую схему соответствующего применения современных методик оценки химического, физического и биологического воздействий на морские экосистемы. В центре нашего внимания находится широкий круг вопросов. Следовательно, изложенный подход к оценке может использоваться в качестве основной схемы для многих видов исследований. ГЕЗАМП детально не рассматривает обоснованность или применимость отдельных методик; это получило достаточную оценку и обсуждалось в других источниках (материалы рабочих семинаров Группы экспертов по воздействиям загрязнения (GEEP), МОК/ЮНЕП/ИМО (Bayne et al., 1988; Addison & Clarke, 1991; Stebbing et al., 1992). Наш подход проиллюстрирован отдельными примерами нарушений морских экосистем. В отчете также обсуждаются типы воздействий, представляющие потенциальный интерес при изучении выбранного местообитания, и ряд методик, которые лучше применять при специфических нарушениях. На протяжении всего отчета описываются также принципы планирования и анализа экспериментов.

Подход к оценке окружающей среды имеет две основные составляющие. Первая - это осознание, что существуют различные этапы исследования, которые ведут к определению задач, потребностей и применению индикаторов состояния экосистемы. Вторая составляющая - наличие иерархических уровней наборов индикаторов, которые могут рассматриваться в зависимости от определенных задач исследования. Более полно это раскрыто в разделе 4.1.

Рабочая группа считает, что в общем существуют три основных этапа любой оценки состояния окружающей среды. Первый этап - обнаружение экологи-

ческой проблемы, второй - определение и характеристика проблемы, и третий, заключительный этап - управленческая деятельность по решению этой проблемы. Методы, применяемые на каждом этапе, могут меняться. Второй этап часто оказывается технически наиболее сложным, так как именно на нем формулируются четкие представления о значимости пространственных и временных масштабов.

Изучаемая иерархическая структура может включать уровни биологической организации - от молекулярного, клеточного, организменного уровней до уровня популяций и сообществ. Исследования на одном уровне биологической организации могут быть приемлемы для одного типа проблем, тогда как другой тип потребует исследований на всех уровнях. В этой связи единственная концептуальная модель, объясняющая потенциальные взаимосвязи между этапами исследования и изучаемыми уровнями, была бы излишне упрощенным описанием разнообразия факторов, угрожающих морской среде.

1.2. Предпосылки

В оценке антропогенного влияния основным допущением является признание изменчивости природной системы. Лучший пример тому - необычное цветение планктона, вызванное изменением гидрографических условий, которое отличается от нормального цветения, но при этом не связано с антропогенным влиянием. Для оценки антропогенных воздействий на морские экосистемы применяемые методы обнаружения или измерения экологических последствий должны быть обоснованы для использования в полевых условиях, а изменения в реакции на воздействие - количественно оценены. Иными словами, необходимо точно определить воздействия и их изменчивость во времени и пространстве. Эти и другие факторы, относящиеся к обоснованию отдельных методик, были изложены в недавних публикациях. Они включают оценки и сравнение методик в лабораторных и полевых условиях. Все это обсуждалось на последних рабочих семинарах Группы экспертов по воздействиям загрязнения (GEER), МОК/ЮНЕП/ИМО в Осло в 1986 г. (Bayne et al., 1988), в Бремерхейвене в 1990 г. (Stebbing et al., 1992) и в других местах. Семинары помогли определить различные показатели реакции (или биомаркеры) и их реальный потенциал для практического применения в полевых программах. Некоторые биомаркеры подробно обсуждаются в данном отчете.

В прошлом считалось, что методика может быть признана пригодной для широкого использования, если четко установлены причинно-следственные связи между уровнями изучаемой биологической организации. Предусматривалось, что признаки воздействия на клетки, например, должны иметь четкую связь с последствиями, сказывающимися на функционировании популяций отдельных организмов. Затем выяснилось, что эта цель не только недостижима (по крайней мере, в реальном масштабе времени), но и не должна ставиться. Скорее всего, измерения эффектов воздействия на клетки, ткани или особи будут содержать различную информацию, отражающую разные грани реакции на стресс, и все они значимы в оценке влияния на окружающую среду. Молекулярные биомаркеры экспозиции помогают определить количество связей между дополнительной/возрастающей экспозицией химическим веществам и начальными стадиями биологической реакции. Нет необходимости требовать, чтобы такие измерения давали и информацию о состоянии отдельных организмов или об изменениях репродуктивного потенциала популяции-мишени. В некоторых случаях крайне важно учитывать, представляет ли отдельное воздействие ценность для установления связей

между иерархическими уровнями изучаемых объектов. При планировании исследования предварительная интерпретация эффектов воздействий на различных уровнях иерархической системы индикаторов может представлять собой один из критериев выбора последних. Индикаторы с наивысшей для данного уровня чувствительностью несут больше информации по сравнению с другими.

Выяснилось также, что не следует ожидать (тем более требовать) от показателей реакции "прогнозирующей способности" за пределами выполняемых измерений и количественного соотношения с соответствующими экологическими "возбудителями". Характерный пример: эмпирически установленное соотношение доза - реакция между концентрациями ароматических углеводородов в окружающей среде и индексом SFG, определяющим возможности развития организма-мишени, существенно повышает его "прогнозирующую способность" при оценке воздействия углеводородов на рост организмов в полевых условиях. Однако нельзя требовать от этого соотношения "прогнозирующей способности" вне данных эмпирических условий. Аналогичным образом, статистически достоверная интерпретация изменения в бентическом сообществе, вызванного седиментацией органических веществ, оказывает существенную помощь в оценке стрессовых воздействий на эти сообщества. Тем не менее, эта оценка не может быть основой прогнозирования скорости бентически - пелагического обмена углерода как меры воздействия "на уровне экосистемы".

Таким образом, ГЕЗАМП признает применение набора индикаторов, охватывающего измерения на различных иерархических уровнях, без учета какой-либо причинно-обусловленной связи между уровнями. Это увязывается с представлениями, что можно выбрать множество методик для формирования подходящего набора индикаторов, задавая при этом различные ограничения. Данное утверждение отражает современную научную точку зрения, которая будет развита в отчете.

Существенным аспектом оценки состояния окружающей среды является то, что статистически обоснованный критерий планирования крайне важен при разработке структуры любой программы полевых исследований, направленной на обнаружение или мониторинг экологического воздействия. Рабочая группа ГЕЗАМП признает, что многие из предыдущих программ потерпели неудачу и привели в итоге к пустой трате сил и упущенным возможностям. Поэтому в данном отчете особое внимание уделяется планированию выбора индикаторов с помощью статистических методов.

Применение строгого выборочного обследования в оценке воздействия на окружающую среду требует также точной формулировки и проверки гипотез. В нашем подходе формулировка и проверка гипотез выделены особо потому, что они "усиливают" предлагаемую нами схему. Прогнозы относительно потенциальных воздействий запланированных работ, оценок возможных последствий наблюдаемого воздействия или управленческих решений по проблемам окружающей среды - все это включает утверждения, которые фактически являются гипотезами, подлежащими проверке. Все прогнозы поддаются проверке и должны проверяться (см. для соответствующего обсуждения Green, 1979; Underwood, 1991). При правильном сочетании планирования эксперимента и выявленных реакций каждый может сформулировать специфические гипотезы, основанные на ожиданиях (вероятностях) *a priori*, и затем проверить их в рамках программы мониторинга. Такой подход приносит необходимый элемент научной строгости, а также, что особенно важно, обеспечивает информацией, которая представляется в форме, более удобной для принятия управленческих решений.

Например, гипотеза о том, что какой-то участок (или местообитание, или береговая система) подвергается или подвергнется определенной опасности в некоторой степени, которая должна быть измерена с помощью конкретных показателей известных свойств и подтверждена или нет полученными данными. В случае подтверждения управленческие решения строятся на формальных утверждениях о воздействии и количественной оценке реакции. В случае неподтверждения эта гипотеза как механизм управления может быть затем модифицирована для рассмотрения различной категории опасности, разного набора конечных значений реакций или отклонена в пользу решения о том, что дальнейшие действия не требуются. В любом случае, тесное "взаимодействие" между задачами управления и научными данными, получаемыми в процессе проверки гипотезы, обеспечивает надежный и строгий подход к оценке состояния окружающей среды.

Рассмотрение этой связи между научным анализом и задачами управления окружающей средой ставит вопрос о роли моделирования. Моделирование (скорее чем сбор данных) часто является предпочтительным инструментом для оценки возможных управленческих решений в области окружающей среды. В течение двух последних десятилетий существовали различные подходы к экологическому моделированию, и некоторые из них рассматривались в контексте изучения эффектов загрязнения. Сделано заключение, что общее моделирование экосистем, при котором имитируются многие процессы, взаимодействия и вынуждающие функции, мало пригодно для наших непосредственных задач. Безусловно, моделирование специфических процессов может оказаться чрезвычайно полезным: при таком подходе особый признак реакции на стресс формулируется в виде модели, на основании которой, в свою очередь, строится определенная гипотеза (или набор гипотез).

Данный подход имеет двоякую ценность. Первая состоит в том, что модели высвечивают характерные аспекты воздействия на окружающую среду. Например, модели способны предсказать скорость распространения токсичных веществ в среде обитания. Вторая - моделирование может направлять управленческие действия и упростить использование подходов типа "что, если?" в особых экологических ситуациях.

Существуют две главные, но разные причины проведения мониторинга окружающей среды. Первая причина служит основанием для осуществления так называемого "обзорного" мониторинга и связана с попыткой выявить непредвиденные воздействия, особенно имеющие широкий диапазон распространения, трудно уловимые, медленно нарастающие и постепенно проявляющиеся в крупных масштабах. Второй тип мониторинга, называемый мониторингом "соответствия", ведется с целью обнаружения отклонений от заранее согласованных или прогнозируемых размеров нарушения. Такой мониторинг осуществляется, например, после выдачи лицензии на сброс определенного количества загрязняющего химического вещества, которое может накапливаться в съедобных двухстворчатых моллюсках. Согласно лицензии, воздействие загрязняющего вещества на моллюсков будет ограничено расстоянием в 100 м. В этом случае мониторинг необходим для того, чтобы определить, проявляются ли биологические эффекты только в заданных границах.

Таким образом, мониторинг "соответствия" применяется после принятия управленческого решения, чтобы выяснить, соответствуют ли последующие нарушения принятым органами управления нормам регулирования. Он используется на третьем этапе оценки состояния окружающей среды (см. раздел 4.1), когда проверяется гипотеза о том, что воздействие не выходит за рамки и масштабы, согласованные в процессе регулирования.

С помощью “обзорного” мониторинга проверяется гипотеза о том, что какое-то не установленное воздействие имеет место и, следовательно, некоторая выбранная биологическая мера воздействия будет изменяться предсказанным образом во времени (для широкомасштабного воздействия) или отличаться от таковой для контрольного района (для пространственно ограниченного, т.е. мелкомасштабного воздействия). Такой мониторинг применяется на первом этапе исследования окружающей среды (см. раздел 4.1).

Существует, однако, и третий вид мониторинга, необходимый в тех случаях, когда управленческие решения предлагаются с целью найти выход из проблемы. Предположим, административные органы постановили, что определенные меры устранят или ослабят воздействие. Его причина, несомненно, установлена и действие предпринимается, чтобы устранить эту причину. В данном случае мониторинг необходим (на третьем этапе - раздел 4.1) для проверки гипотезы о том, что это действие будет иметь своим следствием предсказанное улучшение окружающей среды.

Все три типа мониторинга (и, следовательно, проверки гипотез) отвечают одному требованию - понять биологическую систему. Без соответствующего научного понимания вероятных последствий потенциальных крупномасштабных нарушений нельзя определить, что следует измерять. Подобным же образом, при неадекватном понимании механизмов и процессов, действующих в системе, невозможно предсказать результат любого регулирующего или корректирующего действия. В данном отчете разъясняются взаимосвязи между величинами экологического стресса, этапами и масштабами исследований окружающей среды.

2. Характерные воздействия на морскую окружающую среду

Влияние антропогенной деятельности на морскую среду проявляется во взаимодействии биологических, химических и физических факторов в различных пространственно-временных масштабах. Воздействие может быть выявлено на локальном, региональном или глобальном уровнях. Его пространственный масштаб не обязательно связан с величиной физической нагрузки, потому что ряд механизмов, таких как гидродинамические процессы и атмосферный перенос загрязняющих веществ или миграция организмов, могут расширить локальные воздействия до региональных либо глобальных масштабов. На региональном уровне они могут также возникать благодаря многочисленным локальным воздействиям, которые в совокупности охватывают значительную территорию региона. Другие, относящиеся к данной теме аспекты антропогенных воздействий - это размеры, частота и обратимость последних (таблица 2.1). Следует учитывать также и вероятность воздействий в результате катастроф и аварий.

Хозяйственная деятельность и свойства среды обитания взаимосвязаны, что обуславливает различную уязвимость местообитаний к антропогенным стрессам. В последующем обсуждении рассматриваются типичные воздействия на уязвимые местообитания с целью иллюстрации и прогнозирования зависимостей между хозяйственной деятельностью и деградацией окружающей среды. Эти примеры даны, чтобы подготовить базу для сценариев, которые приведены далее в отчете.

Морскую окружающую среду можно подразделить на мелководные и глубоководные местообитания, обычно представляющие собой прибрежные и открытые воды соответственно. Прибрежные местообитания далее классифицируются как эстуарии (устьевые), т.е. районы, подверженные интрузии пресной воды, и неустьевые (районы, где отсутствует влияние речного стока). В пределах этих обширных местообитаний можно выделить участки с твердым и рыхлым донным грунтом или биологически структурированные местообитания, такие как морские луга и мангровые леса.

Очевидно, что представленная классификация местообитаний не определяет их физических границ. Причина в том, что в неразрывной водной среде различные морские местообитания взаимосвязаны и редко могут рассматриваться в отдельности. Физическая неразрывность объясняет также и причину, по которой стрессы проявляются в самых разных пространственных масштабах. В данном отчете приведено лишь несколько примеров, однако следует заметить, что в морских местообитаниях наблюдаются и другие воздействия и их сочетания.

Таблица 2.1. Примеры характеристик различных типов воздействий на мангровые леса

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

Тип	Распространение	Размеры воздействия	Продолжительность	Повторяемость	Обратимость
Вторжение и закрепление популяций экзотических видов	Возможно распространение на весь регион	Абсолютно или относительно избыточное	Длительная	Непрерывно новое состояние	Часто необратимо

ХИМИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

Тип	Распространение	Размеры воздействия	Продолжительность	Повторяемость	Обратимость
Источный источник хронического отравления	Возможно распространение в локальных масштабах или на весь регион	Биологические эффекты (гибель рыб)	Длительная	Непрерывная	Медленная
Аварийный сброс, острое отравление	Локальное	Биологические эффекты (гибель рыб)	Кратковременная	Низкая	Обратимо для популяций и особей

ФИЗИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ

Тип	Распространение	Размеры воздействия	Продолжительность	Повторяемость	Обратимость
Структурное нарушение вследствие изменения гидрологического режима	Локальное	Величина изменения сброса и его распределение по времени	Длительная	Переменная величина, зависит от способа регулирования сброса	Частая

2.1. Мелководные местообитания

2.1.1. Эстуарии

Эстуарии подвергаются сильному антропогенному влиянию. Весь мир озабочен потерей местообитаний в результате различных видов хозяйственной деятельности, таких как осушение водно-болотных угодий, лесоводство, отвод воды, интродукция экзотических видов, аквакультура, и других стрессовых нагрузок, которые проявляются в водосборных бассейнах рек.

Под влиянием пресных вод, поступающих с суши, прибрежные экосистемы могут оказаться под дополнительным стрессом, вызванным загрязняющими веществами речного стока. Это - биогенные вещества (например, примеси неочищенных бытовых сточных вод) или химические вещества (примеси промышленных сточных вод, пестициды, смытые с сельскохозяйственных угодий). Осадконакопление, связанное с такими видами хозяйственной деятельности на суше как сельскохозяйственное производство, лесоводство, добыча полезных ископаемых, драгирование дна в эстуариях и морской зоне, также приводит к значительной деградации прибрежных местообитаний (Milliman, 1992).

Экосистемы эстуариев, имеющие большое значение, включают водно-болотные угодья (примером которых являются мангровые леса в тропиках), морские луга и сообщества морских водорослей (макроводорослей). Мангровые леса - важнейшие для всего тропического пояса экосистемы. В настоящее время они испытывают наибольшие физические воздействия в результате экстенсивной их расчистки для строительства рыбоводных прудов, населенных пунктов и ведения сельского хозяйства. Кроме того, мангровые леса традиционно вырубались для производства древесины.

Морские луга распространены в районах, получающих значительный приток пресной воды, и в открытых акваториях с высоким уровнем солености воды. В первом случае они рассматриваются как местообитания эстуариев, подверженные воздействиям речного стока наряду с другими нарушениями, не обязательно связанными с обстановкой в эстуарии, в частности, с увеличением скорости седиментации в результате вырубки лесов в бассейне рек.

Чтобы улучшить условия навигации в прибрежных мелководьях с морскими лугами, обычно проводят драгирование дна. Это еще раз подтверждает, что физическое уничтожение местообитания является преобладающим воздействием. В районах морских лугов часто производится интенсивный лов плавниковых рыб, моллюсков, ракообразных и иглокожих, приводящий к нарушению морских лугов в результате чрезмерной эксплуатации, особенно в районах, где рацион питания быстро растущего населения в значительной степени зависит от морепродуктов.

Сообщества растений, помимо морских лугов, включают различные виды макроводорослей. В местообитаниях эстуариев обнаружены многочисленные эвригалинные виды макроводорослей, которые подвержены аналогичным воздействиям, что и морские луга.

Наряду с описанными выше воздействиями на отдельные экосистемы, местообитания участков с рыхлым донным грунтом, включая морские луга, мангровые леса, сообщества водорослей и донные отложения, не заселенные

эпибентическими организмами, уязвимы к воздействиям процессов, влияющих на перемещение донного грунта и изменение его характеристик. Процессы эрозии и осадения, изменение зернистости отложений также способны оказывать отрицательное влияние на организмы, обитающие на рыхлом донном грунте.

Сообщества, распространенные в эстуариях на участках с твердым донным грунтом, подвержены воздействиям, связанным с поверхностным стоком и такими факторами как чрезмерная эксплуатация морских ресурсов.

2.1.2. Неустьевые местообитания

Коралловые рифы являются одной из важнейших неустевых экосистем мелководья. Они тянутся вдоль береговых линий тропического и субтропического пояса, где условия окружающей среды, как правило, обеспечивают проникновение в водную толщу достаточного количества света для фотосинтеза, осуществляемого автотрофными симбионтами, а колебания температуры и солености воды не превышают физиологических пределов организмов, населяющих рифы. Со временем эти экосистемы стали важным источником морепродуктов для проживающего в прибрежных районах населения, и, кроме того, они служат для защиты берегов от эрозии и для развития рекреации.

Быстрый рост численности населения и его большая зависимость от рифов (особенно в развивающихся странах) привели к чрезмерной эксплуатации их ресурсов. Промысел некоторых видов плавниковых рыб, моллюсков, ракообразных и иглокожих ведет к изменению структуры популяций и сообществ.

Во многих прибрежных районах развивающихся стран коралловые рифы подвергаются физическому разрушению в результате использования методов рыбного промысла, наносящих ущерб популяции, ускоренной седиментации, драгирования дна, добычи полезных ископаемых, сброса вынутого грунта (как и при наземной рекультивации). Промысел рыбы методами, приносящими большие разрушения, заслуживает особого внимания. К ним относятся применение взрывчатых веществ и траловый лов, которые в огромной степени нарушают донный грунт и биоту. Следует помнить, что физический ущерб, наносимый рифам, может быть вызван и природными явлениями, такими как штормы или Эль-Ниньо (Warwick et al., 1990). Однако большинство рифов за геологический период обрели свойства, позволяющие им справляться с последствиями этих природных явлений или значительно восстанавливаться после них.

Коралловые рифы, расположенные в непосредственной близости от крупных населенных пунктов, могут подвергаться разрушению под воздействием взвешенных твердых веществ, поступающих в морскую среду с неочищенными бытовыми сточными водами и от других источников загрязнения. Это приводит к сдвигам в структуре сообществ, итогом которых является снижение общего качества экосистем с точки зрения их хозяйственного использования.

Ранее отмечалось, что морские луга могут встречаться в открытых акваториях с высоким уровнем солености воды. Это относится и к другим сообществам растений, например, макроводорослям и многим экосистемам донного грунта. Упомянулось и о том, что они подвержены таким воздействиям

как физическое разрушение и чрезмерная эксплуатация. Если сообщества растений распространены вдоль береговой линии или населенных пунктов, они также уязвимы к различным типам загрязнения с суши.

В неустывых районах местообитания, распространенные на твердом донном грунте, менее чувствительны к воздействиям, обусловленным изменением гидрологического режима. Однако влияние сброса сточных вод и аварийных разливов вредных химических веществ все еще остается поводом для тревоги.

В глобальном масштабе, в морской среде вблизи береговой линии наблюдаются и другие разнообразные виды воздействий. Это включает обогащение органическими веществами зарослей бурых водорослей, удаление грунта, поднятого при драгировании дна, и сброс нагретых сточных вод в заливы, сложенные твердыми породами.

2.2. Глубоководные местообитания

Открытый океан представляет собой наибольшую часть морской среды. Благодаря значительному удалению от районов хозяйственной деятельности океан подвергается антропогенному воздействию в меньшей степени, чем береговая зона. Открытый океан традиционно делят на бенталь и пелагиаль - содержащую тысячи кубических метров толщу воды, структурированную в силу физических процессов. Поэтому она подразделяется на ряд различных зон, включающих поверхностный микрослой, эуфотическую, переходную и абиссальную зоны и области различных океанических течений.

Пелагические сообщества, как и их мелководные аналоги, подвержены химическому заражению, которое может привести к воздействию на биологические системы. Однако главным поводом для беспокойства является чрезмерная эксплуатация живых ресурсов.

Донные местообитания как на твердом, так и на рыхлом грунте подвержены влиянию непрерывного отложения и перемещения грунта. Загрязняющие вещества, особенно содержащиеся в переотлагаемом грунте, даже при низких концентрациях могут оказывать воздействие на глубоководные сообщества на больших расстояниях.

Дополнительную угрозу представляет глубоководный сброс отходов и, в перспективе, разработки месторождений минерального сырья. Интенсивный промысел некоторых видов глубоководных рыб ведется без соответствующего изучения их запасов или продуктивности.

Такие факторы, как перенос загрязняющих химических веществ и биогенов на большие расстояния, также способны оказать влияние на продуктивность океана. Кроме того, потенциальные воздействия биологически активного УФ излучения на фитопланктон (связанные с глобальным истощением озонового слоя) могут существенно изменить структуру и функции экосистемы. Влияния глобального изменения климата на циркуляцию океанических вод и погодные условия в сочетании с другими стрессами способны вызвать значительные изменения.

2.3. Сценарии воздействия

Многие виды хозяйственной деятельности, как указывалось выше, воздействуют на экосистемы, и это следует учитывать при разработке сценариев для конкретных систем. Сценарии должны включать последовательность событий для единичных (разовых) стрессов и взаимодействий и общие характеристики последствий стрессов. Это поможет создать общую схему применения индикаторов и методов оценки состояния системы. Таким образом, разработка сценариев воздействия также проясняет связи между управленческими решениями и научной информацией. Хорошо продуманные сценарии должны упрощать формулировку гипотез, которые предстоит проверить с помощью мониторинга или специальных исследовательских программ.

На рис. 2.1 в качестве примера приведена схема сценария воздействия на местообитания мангровых лесов (он применим и к другим местообитаниям). Сценарий начинается с уточнения видов хозяйственной деятельности, которые могут привести к реакциям в системе, поддающимся обнаружению. Стрессы и промежуточные воздействия представляют собой связи между видами антропогенной деятельности и биологическими реакциями. Выбор видов этой деятельности и связей с реакциями, очевидно, будет зависеть от того, что *a priori* признается важным для изучаемой системы. В случае с мангровыми лесами расчистку земель, например, можно рассматривать как аспект земледелия, тогда как для других систем это будет означать совершенно самостоятельный вид хозяйственной деятельности. Аналогичным образом, в одной системе эрозия и осадконакопление находят лишь косвенное отражение в ее структурном изменении, тогда как в другой системе, для которой подобное изменение является главным, эти процессы явно выражены.

Чтобы создать более надежную основу для оценки биологических реакций, необходимо также изучить характеристики воздействий. На рис. 2.1 приведены примеры характеристик некоторых воздействий, оказывающих влияние на местообитания мангровых лесов. Каждый из перечисленных видов антропогенной деятельности может вызвать и более сильную реакцию, чем показанная на схеме.

Рассматривая стрессы на морскую окружающую среду и вызываемые ими последствия, полезно заметить, что некоторые методики применимы к широкому кругу типов местообитаний и сценариев воздействий в силу того, что определенные биологические реакции аналогичны и однозначны, независимо от физического окружения и местоположения. Примерами методик, которые могут широко использоваться для обнаружения воздействий на окружающую среду, являются биомаркеры ДНК, показатели физиологического стресса на уровне организма (метаболизм, смертность) и изменений в структуре популяции.

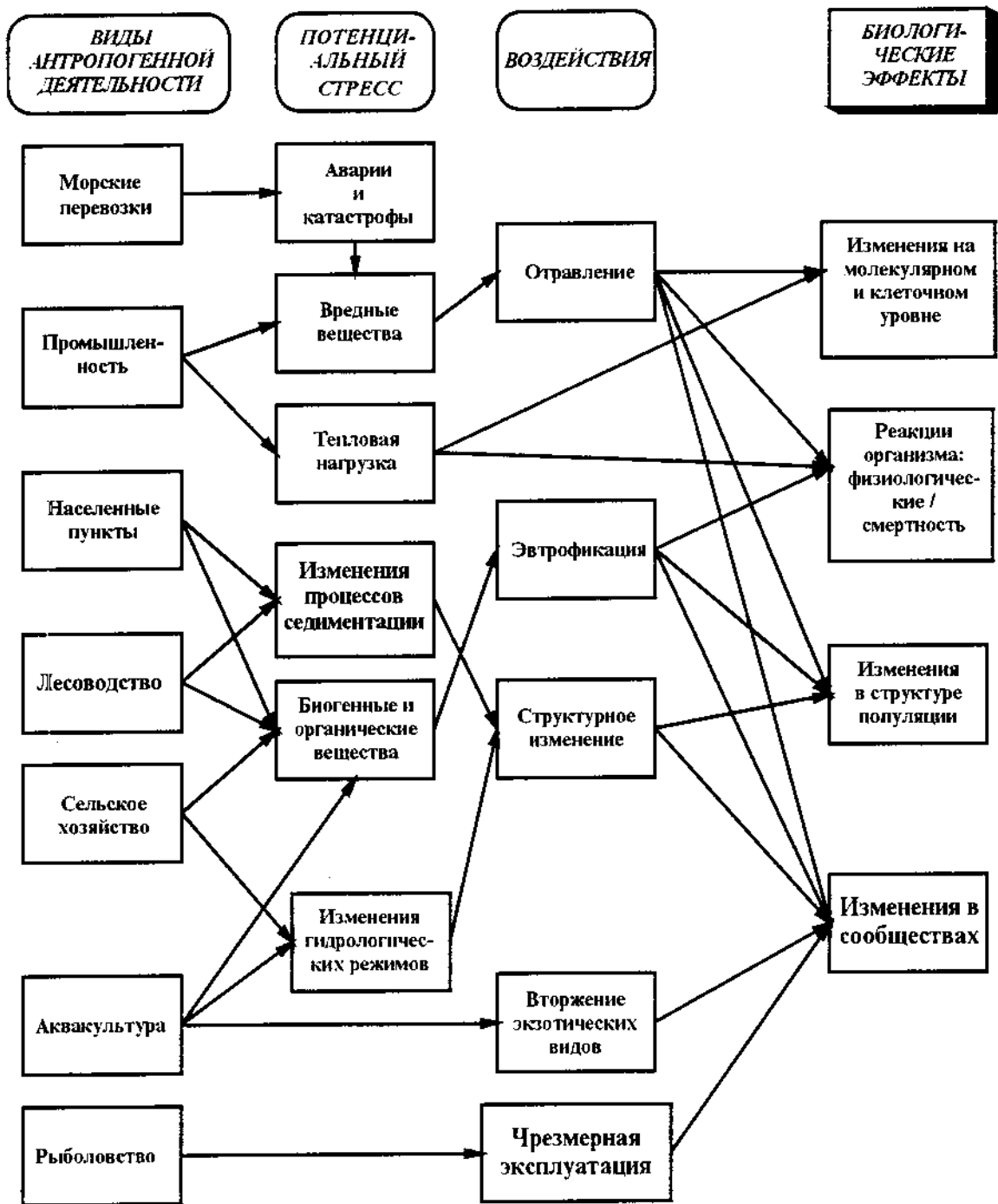


Рис. 2.1. Сценарии важнейших и общих стрессов для мангровых лесов

Однако существует еще одно соображение: наряду со сходствами различные местообитания и сценарии воздействия обладают также и уникальными характеристиками, что должно соответствующим образом влиять на выбор биомаркеров или индикаторов стресса в особых ситуациях/местоположениях. Если неизвестна конкретная экологическая ситуация, в которой произошли изменения, их трудно интерпретировать. Темпы нарастания изменений также неодинаковы в разных системах и зависят, например, от температуры окружающей среды и ее изменчивости.

Сходства и различия между сценариями воздействия требуют тщательной формулировки целей и гипотез, обуславливающих применение выбранных индикаторов или методов на различных этапах исследования. Некоторые из этих аспектов получили дальнейшее развитие в разделах 4 и 5.

3. Индикаторы экспозиции и воздействия

В данном разделе приводятся примеры методов, применяемых для обнаружения стрессовых воздействий на особи, популяции и сообщества, как это было оговорено в разделе "Круг полномочий". С этой целью выбраны некоторые основные документы и методики. Подобный широкий обзор весьма полезен для иллюстрации важности понимания и решения проблем на отдельных этапах исследования с применением индикаторов разных уровней. Важно также располагать соизмеримыми химическими данными как об окружающей среде, так и об организмах и информацией о режимах физического нарушения, поскольку такая информация способствует пониманию происходящего на любом этапе исследования. В данном отчете не рассматриваются методы анализа химического заражения. Определение степени его вредного влияния на биоту морских экосистем - одна из главных задач программы мониторинга качества окружающей среды.

3.1. Биологические тесты

Биологические тесты (биотесты, общепринятый термин также - тесты на токсичность) - это эксперименты, в которых организмы подвергаются воздействиям различных веществ, в отдельности или в сочетании, для определения их концентраций, вредных для организмов. Экспозиция организма может быть кратковременной (при тестах на острую токсичность, длительность которых незначительна по сравнению с продолжительностью жизни организмов) или длительной (при тестах на хроническую токсичность, занимающих большие периоды времени или значительную часть жизненного цикла организмов) (взято из ASTM, 1993). Измеряемые эффекты включают смертность и сублетальные биологические реакции: замедление роста, нарушения развития и поведения или снижение репродуктивной способности.

Для конкретных целей необходимо использовать разные биотесты. Это могут быть следующие цели: 1) сравнение токсичности сточных вод от промышленных предприятий и их очистных сооружений; 2) сравнение токсичности химических веществ или их смесей; 3) сравнение токсичности полевых проб из различных районов; 4) сравнение чувствительности различных видов

к одним и тем же веществам; 5) выявление новых проблем. Выбор биотестов должен всегда соответствовать решаемой проблеме.

Преимущества морских биотестов - их стандартизация, надежность, удобство применения, чувствительность и низкая стоимость. Недолговечность большинства биотестов, предназначенных для изучения отдельных видов в контролируемых условиях, а не множества видов в естественных условиях, ограничивает их прогностическую ценность как индикаторов сложных химических и биологических воздействий.

Хорошо известно, что именно условия экспозиции являются важной переменной, влияющей на контакт организма с токсичным веществом и на распределение последнего в организме (McCarty and Mackay, 1993; Rand et al., 1994). Поглощение химического вещества, его перенос в организме, реакция на токсичность, метаболизм и выведение веществ из организма зависят от концентрации и условий экспозиции. Следовательно, биотесты на свежих, отобранных в полевых условиях образцах или выполняемые *in situ*, могут быть более достоверными индикаторами экспозиции в полевых условиях, позволяющими обнаружить наличие токсичных веществ.

В качестве стандартных методов или протоколов пригодны многочисленные биотесты единичных морских видов, например, стандарты Американского общества испытаний и материалов (ASTM), Организации экономического сотрудничества и развития (OECD), Международного совета по исследованию моря (ICES), Министерства окружающей среды Канады (Environment Canada; Blaise et al., 1988), Агентства по охране окружающей среды США (EPA). Значительно большее количество методов существует в виде экспериментальных лабораторных и полевых методик, проверенных отдельными исследователями. Это, например, методы, испытанные в рамках программы "Глобальное исследование загрязнения морской окружающей среды" ЮНЕСКО/Международной морской организации (ИМО)/Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП) и ее Группы экспертов по воздействиям загрязнения (GEEP), МОК/ЮНЕП/ИМО. Стандартизованные тесты охватывают диапазон от острых сублетальных и летальных до хронических сублетальных анализов, измеряющих биоаккумуляцию и влияние загрязняющих веществ. Недавно они были описаны, среди прочих, в нескольких работах (Persoone et al., 1984; Rand, 1985, 1994 в печати), а также подробно изложены в документах (ASTM, 1993). Общеприняты тесты, с помощью которых измеряется смертность морских рыб, двустворчатых моллюсков, копепод, микроводорослей, коловраток, амфипод, бактерий, гамет иглокожих и личинок ракообразных. В последнее время в биотестах применяется криогенная консервация личинок устриц и двустворчатых моллюсков (McFadzen, 1992) - такой метод перспективен для дальнейшей стандартизации биотестов. Конечные результаты включают смертность, нарушения поведения, замедление и прекращение роста, ослабление фотосинтеза, торможение оплодотворения, нарушение или прекращение эмбрионального развития, неполную линьку и др. Во многих лабораторных исследованиях точность краткосрочных биотестов на хроническую токсичность была подтверждена документально (Anderson and Norberg, 1991).

Биотесты могут проводиться на образцах донного грунта: наиболее широко используются тесты на выживаемость личинок устриц при воздействии поровой воды (Thain, 1992; Bulter et al., 1992), выживаемость и способность амфипод зарываться в норы (Swartz et al., 1985) в предположительно зараженном донном грунте (см. также Chapman et al., 1992). Эти тесты адекватно "прогнозируют" вероятность воздействий и в сильно зараженных районах. Там, где ожидаемые эффекты загрязнения менее выражены, возможно влия-

ние других факторов, представляющих интерес, например, зернистости донных отложений (DeWitt et al., 1988). Проблема таких тестов заключается в том, что возрастающие воздействия зачастую не коррелируют с увеличением содержания загрязняющих веществ в основной массе донного грунта, так как биологическая доступность этих веществ значительно меняется, и в столь сложной среде как донный грунт трудно предсказуема (Клезович и Харрисон, 1987). С этим связаны и многочисленные попытки разработать методики с использованием экстрактов морской воды. В настоящее время общепринятого стандартного метода извлечения поровой воды не существует, и применение этих методик все еще находится на уровне эксперимента.

С недавнего времени используются тесты на токсичность, включающие оценку воздействий загрязняющих веществ в поверхностном микрослое морской воды (Hardy and Cleary, 1992; Karbe, 1992). Взятые из микрослоя пробы морской воды тщательно смешивали с чистой водой и в этой смеси проводили тесты на токсичность. Хотя такие тесты и показывали значительную токсичность, вопрос о том, насколько в действительности организмы в естественной среде подвержены влиянию поверхностного микрослоя, остается пока нерешенным и, таким образом, существует необходимость дальнейших исследований. В этой области, как и в случае с методами отбора проб поровой воды, разрабатываются и в ближайшее время станут широко доступными новые методы (ГЕЗАМП только что закончила отчет о поверхностном микрослое морской воды).

3.2. Биологические маркеры

Биологические реакции на химические вещества в окружающей среде могут измеряться на всех уровнях биологической организации - от молекулярного до сообществ видов. Для оценки состояния организма и обнаружения воздействия загрязняющих веществ разработано множество клеточных, тканевых и молекулярных биомаркеров как индикаторов для предварительного диагностирования (McCarthy and Shugart, 1990).

Термин "биомаркер" относится к биологической реакции, проявляющейся на молекулярном или клеточном уровне. Такая реакция поддается точному измерению и обеспечивает получение достоверной информации о степени экспозиции химическому веществу и/или о его воздействии на организм. На биомаркеры оказывает влияние биологическая доступность загрязняющих веществ, характер, уровень и время экспозиции. Первая реакция организма проявляется на молекулярном и клеточном уровнях органов-мишеней и тканей, т.е. прежде, чем воздействия становятся очевидными на более высоких уровнях биологической организации (особь, популяция или сообщество). Ввиду того, что реакции на молекулярном и биохимическом уровнях имеют сходство по филетическим границам, они часто оказываются специфичными не только для видов.

Для оценки состояния организма и обнаружения экспозиции загрязняющим веществам существует большое количество биомаркеров на тканевом, клеточном и молекулярном уровнях (Huggett et al., 1992). На молекулярном уровне, например, биомаркеры экспозиции загрязняющим веществам и возможных последующих воздействий включают индукцию энзимных систем - детоксикантов, изменения ферментной активности и нарушения структуры и функции ДНК. Важным соображением относительно применения биомаркеров на молекулярном уровне является то, что они непосредственно связаны с повреждением и, следовательно, оказываются чувствительными индикаторами специфических типов экспозиции.

Применение биомаркеров молекулярного уровня может потребовать сложных технических средств (молекулярные зонды, микросчитывающие устройства, микроскопия высокого разрешения). Хотя теоретически биомаркеры обладают значительной филогенетической общностью, они, возможно, нуждаются в проверке в исследованиях с выбранными видами-мишенями прежде, чем найдут широкое применение. Даже в тех случаях, когда описаны специфические реакции на химические соединения отдельных классов (например, фермент Р-450, металлотioneин, ингибирование холинэстеразы), реакции могут быть неопределенными в отношении зависимости доза - реакция для вызвавших их агентов или специфическими для отдельных типов организмов, а их проявление - зависеть от сезонных метаболических циклов (Huggett et al., 1992; Peakall & Shugart, 1993).

Биомаркеры можно разделить на несколько категорий в зависимости от их диагностической ценности (таблица 3.1):

- (А) биомаркеры только экспозиции;
- (Б) биомаркеры экспозиции с неопределенным возможным последствием;
- (В) биомаркеры установленных вредных последствий.

Таблица 3.1. Классификация биомаркеров на основе их диагностической ценности

Биомаркеры	Категория	Примечания
I. ДНК		
а) Разрыв цепи	А	Потенциальное генотоксическое повреждение
б) Аддукты	Б	Экспозиция специфическому классу химических соединений (мутагенных, канцерогенных)
в) Продукты фотолиза	В	Экспозиция биологически активному УФ излучению
г) Хромосомные аберрации	Б	Обнаружение с помощью цитометрии и цитогенетического анализа
II. Белок		
а) Р-450 1А	Б	Экспозиция классам химических соединений (ПАУ)
б) Дегидратаза аминоклевулиновой кислоты и порфирины	Б/В	Экспозиция классам химических соединений (свинец, ПХБ)
в) Холинэстераза	В	Экспозиция классам химических соединений (органофосфаты)
г) GTN- метаболизм	А	Химически индуцированный стресс
д) Металлотioneины	В	Экспозиция металлам

Биологические маркеры экспозиции - это биологические реакции, которые можно непосредственно связать с отдельными химическими веществами или их группами. Прямой токсический эффект реакции продемонстрировать невозможно; тем не менее, биологические реакции способны указать на биодоступность токсичного вещества, а степень отклика на воздействие может быть напрямую связана с уровнем экспозиции.

Биомаркеры экспозиции отражают или общую или специфическую реакцию. Общие биомаркеры экспозиции не являются показателями воздействия определенного химического соединения или класса соединений, они только указывают на экспозицию какому-то экзогенному веществу (например, разрыв цепи ДНК или химически индуцированный окислительный стресс). Изменения в некоторых общих биомаркерах могут быть обусловлены и экологическими факторами, не имеющими отношения к экспозиции токсичному веществу. Показано, например, что повышение температуры способно стимулировать избирательный синтез белка или модулировать частоту хромосомных аббераций. Для определения или подтверждения класса воздействующих химических веществ или токсичного агента используются специальные биомаркеры экспозиции. Примерами могут служить торможение активности холинэстеразы под действием органофосфатов/карбаматов, аддуктивное связывание ПАУ с ДНК и белком, торможение свинцом дегидратазы аминолевулиновой кислоты, индукция Р 450 1А ПАУ и галогенсодержащими ароматическими углеводородами, продукты фотолиза ДНК под воздействием биологически активного УФ излучения. Многие из этих биомаркеров рассмотрены гораздо подробнее в других источниках (Huggett et al., 1992).

Биомаркеры воздействия обнаруживают множество реакций на загрязняющие вещества. Предложены разнообразные индикаторы реакций, измеряющие воздействия вредных веществ на организм в целом: они включают физиологические, экологические и поведенческие показатели и описаны в отчетах трех рабочих семинаров, в которых проводились сравнения различных индикаторов для их применения в полевых программах оценки загрязнения морской среды (Bayne et al., 1988; Addison & Clarke, 1990; Stebbing et al., 1993). Настоящий отчет не содержит оценку этих методов, здесь обсуждаются общие свойства и приводятся примеры, иллюстрирующие условия, в которых использование различных типов индикаторов реакции целесообразно или нет.

3.3. Гистопатология

Подход, основанный на применении иерархической системы индикаторов, позволяет успешно сочетать биомаркеры молекулярного и клеточного уровней (раздел 4.1) с другими измерениями повреждений клеток и тканей в оценках патологических изменений, связанных с экспозицией повреждающему химическому агенту. Эта стратегия дает возможность не только обнаружить воздействия стресса на ранней стадии, что позволяет "диагностировать" и экспозицию, и повреждение, но и прогнозировать вероятные последствия такого воздействия для отдельных особей популяции, если стресс сохраняется (Moore et al., 1994).

В некоторых тестах используются клетки жидкости, например, крови без их разрушения - это тесты типа анализа патологических изменений внутриклеточ-

точных мембран лизосом. Практически разрушение лизосомной мембраны является универсальным маркером стресса для большинства, если не всех содержащих ядра клеток (Moore, 1990; Moore et al., 1994). Многие токсичные органические вещества аккумулируются лизосомами, и в этом случае такие методы как моделирование на молекулярном уровне и подбор количественных соотношений структура - активность (QSAR) раскрывают пути, по которым ксенобиотики проникают в клетки, нацеливаются именно на лизосомные мембраны и оказывают токсическое воздействие (Moore et al., готовится к печати).

Применение молекулярных и клеточных биомаркеров наряду с анализами патологии клетки (или гистопатологии) может выявить значительное различие между организмами, находящимися под каким-либо воздействием и вне его (эталонные организмы) (Hinton and Lauren, 1990; Moore and Simpson, 1992). Более того, сопоставление тестов покажет, являются ли некоторые различия результатом экспозиции ксенобиотикам, металлам или другим воздействующим агентам. Следует отметить, что при установлении взаимосвязи биомаркеров повреждения клеток с существенными для особей патологическими изменениями повышается их диагностическая ценность и способность к "прогнозированию" последующего повреждения на более высоких уровнях биологической организации (Moore and Simpson, 1992).

Многие, основанные на использовании антител тесты по распознаванию специфических белков (например, цитохромы P-450, стресс-белки, онкогенные белки т. д.) в настоящее время пригодны для применения непосредственно к гистологическим образцам. Это дает полезную информацию о пространственном распределении таких белков по отношению к стресс-индуцированным структурным и организационным изменениям в клетках и тканях (Moore and Simpson, 1992).

Гистопатологические изменения поддаются простому и точному количественному определению с помощью микростереологических процедур анализа тканевых срезов, и эти данные могут сопоставляться как с процессами клеточных повреждений, так и с аномальной физиологией. Такие методы относительно просты, дешевы, быстродействующие и, тем не менее, дают информацию об очень сложных биологических патологических нарушениях. Гистопатологические образцы хранятся неограниченно долго и к тому же постоянно доступны для тестирования на молекулярном уровне с помощью новейших методов анализа отдельных белков и других веществ.

Часто высказываются предположения, что общее патологическое состояние рыб, характеризующееся, например, частотой заболеваемости, усиливается с градиентом загрязнения морской среды и поэтому является ценным индикатором стресса. Однако тщательные исследования на лимандах, проведенные во время рабочего семинара в Бремерхейвене (Vethaak et al., 1992), не подтвердили наличие корреляции между общими и гистопатологически установленными поражениями печени и химическим загрязнением. Использование эпидермальной гиперплазии папилломы в качестве индикатора дало обнадеживающие результаты, но при этом подчеркивалась необходимость получения дополнительных данных о характере миграции, естественных фоновых уровнях и индукции заболевания, прежде чем это может быть использовано в качестве надежных индикаторов стресса.

3.4. Физиология

Физиологические реакции морских организмов на экспозицию загрязняющим веществам зависят от биологической доступности, поглощения и распределения этих веществ в организме. По своей природе физиологические реакции объединяют субклеточные и клеточные процессы и могут быть репрезентативными показателями приспособленности организма в целом к внешним условиям. Подчеркивалось (Caruzzo, 1988, с. 111), что “важнейшие физиологические изменения, связанные с экспозицией загрязняющим веществам, это изменения, которые могут оказывать вредное воздействие на развитие и выживаемость организма и, таким образом, на его способность пополнять генофонд популяции. Физиологические показатели, связанные с выживанием и возможным приростом особи (такие как биоэнергетические переменные, питание, пищеварение и дыхание) или с потенциалом размножения популяции (репродуктивная способность и жизнеспособность личинок), являются поэтому потенциально самыми эффективными в оценке градиентов загрязнения”.

Попытки измерить воздействия нарушений на организм в целом (т.е. на физиологический уровень биологической иерархической системы) осуществляются с помощью различных методик. Это, например, измерения скорости метаболизма, прироста и оценки репродуктивного поведения. Одним из таких подходов, который все шире применяется в полевых программах, является определение индекса SFG. Оно основано на простом анализе главных компонентов энергетического баланса особи животного, т. е. измерения поглощения энергии (прием пищи, усвоение) и расхода (дыхание, экскреция), суммирование которых дает “моментальный снимок” потенциала развития организма. Данный подход оказался самым удобным для применения в отношении прикрепленных морских беспозвоночных, например, двустворчатых моллюсков (Widdows and Salkeld, 1992).

Широкие лабораторные и полевые исследования (см. Bayne et al., 1988) продемонстрировали влияние различных загрязняющих веществ на величину индекса SFG для мидий и целесообразность использования этого подхода при проведении мониторинга в полевых условиях. Далее, на примере определения индекса SFG с учетом зависимости токсичности классов органических соединений от их физико-химических характеристик (подход QSAR, основанный на количественных соотношениях структура - активность) было показано (Widdows and Donkin, 1991), что можно получить численную оценку “причины” наблюдаемых воздействий на физиологическое состояние организмов в полевых условиях, а также прогнозировать воздействия на основе данных о локальных концентрациях загрязняющих веществ.

Физиологические реакции, такие как индекс SFG, хотя теоретически и общеприменимы (все организмы должны сохранять энергетический баланс и, следовательно, иметь запас энергии для развития), но в некоторых видах организмов трудно поддаются измерению. Расход энергии на дыхание, например, является одной из основных составляющих в определении индекса SFG, величина которого зависит от скорости метаболизма, прироста и двигательной активности. Воспроизводимости оценок индекса SFG удастся добиться только в том случае, если эти функции будут контролироваться экспериментально, и это затруднение может ограничить применение данной методики на

практике определенными прикрепленными организмами, например, двусторонними моллюсками (Koehn & Bayne, 1989).

Такие исследования организма в целом дают исключительно веские и полные оценки воздействия на природные сообщества организмов, если они (исследования) корректно сочетаются с применением молекулярных биомаркеров и с соответствующим анализом структуры сообществ (см. ниже). Эти подходы потенциально пригодны для широкого использования в исследованиях загрязнения морской среды. Например, биологический мониторинг индекса SFG наряду с надежными лабораторными данными о зависимости доза - реакция по различным классам загрязняющих химических соединений может применяться для определения вредных веществ, вызвавших обнаруженное воздействие на большой территории. Поскольку такие наблюдения сравнительно дешевы, ими можно воспользоваться до начала любого мониторинга химического загрязнения для того, чтобы выбрать оптимальный по затратам вариант применения дорогостоящих химических анализов, на основании результатов которых и принимаются меры по восстановлению качества морской среды.

3.5. Экология

Существует несколько показателей структуры популяции или сообществ видов, определяющих экологические реакции. В широком смысле слова, некоторые из показателей являются исключительно одномерными (единственная переменная, реагирующая на экологический стресс), другие приспособлены для одномерных измерений общих свойств по одной переменной и более. Например, показатели (индексы) разнообразия упрощают все данные о распространности субпопуляции различных видов до одного измерения - оценки разнообразия популяции в целом. Многомерный подход, напротив, сохраняет данные о более чем одной переменной (например, о числе всех видов, находящихся в каком-либо районе). Таким образом, последние более полно отражают набор свойств экосистемы. Методы, применяемые для выборки или измерения экологических (и других) одномерных или многомерных переменных, рассмотрены в разделе 6.4. В данном отчете кратко описан ряд показателей, пригодных для обнаружения изменений окружающей среды.

Для оценки изменений в популяции и сообществах используются многие одномерные показатели, пять из них - наиболее часто. Первый показатель - это потеря видов, которую можно обнаружить, если сбор данных по видам производится периодически в течение какого-то периода времени. Для биологически детерминированных местообитаний (морские луга, коралловые рифы, мангровые леса, бурые водоросли) потеря основных видов повлечет утрату зависимых видов. В большинстве морских сообществ многие виды редко имеют малую численность, каким бы ни был масштаб выборки данных. Таким образом, оценка потери видов на всех уровнях, кроме легко наблюдаемых - отнюдь не простая задача.

Второй тип показателей относится к разнообразию. Для того, чтобы упростить описание сложной биологической системы, в индексах разнообразия количество видов и особей сводят к одному значению. Предложен ряд таких индексов, однако расчеты многих из них, выполненные на одних и тех же наборах данных, показали высокую корреляцию и, следовательно, численность

(Warwick and Clarke, 1991). Имеется много примеров сокращения разнообразия в ответ на изменения стресса (обогащение органическими веществами, Pearson & Rosenberg, 1978; загрязнение нефтью, Gray et al., 1990; отходы нефтедобычи, Olsgard, 1993). Однако последние данные (Gray et al., 1990; Warwick and Clark, 1991) ясно показывают, что разнообразие значительно снижается только под воздействием сильных стрессов. Таким образом, уменьшение разнообразия может использоваться лишь в качестве показателя сильных воздействий и не определяет тип стресса.

Изменения типа или избыточности доминирующих видов - еще один показатель воздействия. Существует множество примеров роста численности некоторых доминирующих видов под сильным воздействием стресса - это мелкие, быстро растущие, так называемые "виды-оппортунисты". Примером является резкое увеличение численности мелкоголовчатых и спионидальных полихет в условиях чрезмерного обогащения органическими веществами (Pearson and Rosenberg, 1978 - приведено много примеров) и влияния сброса отходов нефтедобычи (Olsgard, 1993). В коралловых рифах в ответ на повышение содержания биогенных веществ начинают доминировать макроводоросли (Smith et al., 1981). В 1986 г. было четко показано (Warwick, 1986), что биомасса доминирующих видов изменяется с увеличением стресса; предложено сравнивать численность доминирующих видов с изменениями биомассы. Для незагрязненных районов кривая биомассы доминирующего вида всегда расположена над кривой численности видов, тогда как в условиях загрязнения наблюдается обратное. В то же время подобные эффекты могут быть вызваны и естественными физическими изменениями (Beukema, 1988). Таким образом, данный метод не всегда указывает на загрязнение морской среды.

Уменьшение размера особей промысловых видов является индикатором изменения популяции в результате чрезмерного лова. Это подтверждается множеством примеров в специальной литературе. На Филиппинах добыча лангустов привела к общему снижению размеров особей наиболее крупных классов (Juinio, 1987). Как в Барбадосе (Scheibling and Mladenov, 1987), так и в Британской Колумбии Канады (Sloan et al., 1987) наблюдалось уменьшение средних размеров морских ежей, вызванное их интенсивной добычей. В Чили, в результате перепромысла блюдечек, сократился средний размер особей в популяциях, подвергшихся воздействию (Oliva and Castilla, 1986). При правильно составленных программах пробоотбора любое существенное уменьшение размеров промысловых видов легко выявляется, однако за результат воздействия можно ошибочно принять сезонные изменения размеров особей, в большинстве случаев не связанные с уровнем их добычи. Корректная интерпретация изменений размеров часто требует данных об их сезонных и межгодовых вариациях.

Помимо изменений среднего размера видов существуют и другие изменения в структуре популяции, указывающие на значительные воздействия. Для обнаружения изменений в популяциях наиболее широко применяется показатель средней численности (среднее число особей в районе обитания). Как отмечено в разделе 5.3, пространственное распределение особей популяции (т.е. характер их распространения в районе обитания) и их сезонная изменчивость (скорость и характер изменения) также являются важными показателями состояния популяции.

Все обычно изучаемые экологические характеристики популяций (плодовитость, возрастно-размерно-специфический характер смертности, темпы рож-

даемости или восстановления, показатели активности или поведения) имеют большое значение для выявления стрессов на популяции.

Однако необходимо лучше понимать, как различные типы стрессов могут повлиять на характеристики популяций. Например, успешное прогнозирование воздействий стресса или обоснованная интерпретация особенностей подверженных стрессам популяций требуют знаний о том, каким образом проявляется нарушение. Если, например, загрязняющие химические вещества "убивают" молодые особи быстрее, чем взрослые, то можно прогнозировать изменения размеров особей в популяции. С другой стороны, нарушения, уничтожающие существующие популяции (в результате эпизодических наводнений, вызывающих избыточную седиментацию в эстуарии), приводят к совершенно другой частоте встречаемости особей определенного размера в популяции.

В общем, экологи чувствуют себя уверенно при определении изменений численности в сочетании с данными о размерах особей популяции. Таким образом, эти две переменные можно считать наиболее применимыми показателями состояния окружающей среды.

Многомерный статистический анализ является важным инструментом оценки изменений, вызванных стрессом в сложных сообществах многих видов. В ряде работ описаны методы статистического анализа (подробное описание методов дано в разделе 6.4), основанные на матрицах численности видов в нескольких районах, для выявления трудно уловимых воздействий стресса на природные системы, например, на бентос, обитающий в рыхлом донном грунте (Gray et al., 1988; Gray et al., 1990; Warwick, 1988a; Warwick & Clarke, 1991, 1993) и на коралловые рифы (Warwick et al., 1990). Эти методы анализируют изменения характера избыточности и видовые различия разных местообитаний, объединяя, таким образом, многие рассматриваемые свойства. Анализ предполагает, что данные о семействах и даже о типах можно использовать для определения экологических градиентов (Heip, 1988; Warwick, 1988 б).

Недавно разработаны (Clarke and Ainsworth, 1993) методы представления взаимозависимости характеристик набора местообитаний и возможных причинных факторов, что оказывает огромную помощь в определении причинно-следственных связей.

4. Применение индикаторов для определения состояния морских экосистем

Ввиду широкого диапазона и масштабов потенциальных стрессов, действующих в любое время на заданной территории, в выборку для обнаружения изменений в компонентах и функциях экосистем необходимо включать соответствующую совокупность индикаторов. Для оценки состояния системы, по возможности, следует вводить индикаторы химически индуцированных воздействий на биоту (т.е. биомаркеры). Также необходимо выбрать область измерений для обнаружения реакций на нарушения, такие как обогащение органическими или биогенными веществами, изменения осадконакопления, эрозионные процессы или изменения гидрологических условий, добыча полезных ископаемых и другие процессы, влияющие на организмы в

целом, популяции, сообщества, а также процессы и взаимосвязи, действующие на этих уровнях биологической организации. В конечном счете, должны быть индикаторы риска или действительного изменения среды обитания (в результате таких процессов, как драгирование дна, расчистка, удаление отходов на свалку, освоение береговой зоны), которое приведет к нарушениям или уничтожению популяций или подсистем в данном районе.

При определении состояния системы, в зависимости от природы и пространственно-временных характеристик преобладающих стрессов, различным биологическим воздействиям будет придано разное значение. Например, драгирование дна или расчистка мангрового леса явно повлияет на местные популяции и сообщества, но также может иметь и более широкое значение для сохранения морских экосистем всего региона. Нарушение отдельного участка местообитания, вызванное, например, воздействием постоянного загрязнения, в итоге может привести к утрате всего местообитания в результате косвенного воздействия локальных нарушений. Таким образом, набор измерений для изучения локальных воздействий большой разрушительной силы будет существенно отличаться от измерений, необходимых для исследования региональных последствий локальных проблем.

Чтобы уменьшить вероятность путаницы, следует рассматривать три основных этапа исследований по отдельности. Первый - это регулярные измерения или мониторинг состояния системы для обнаружения или раннего предупреждения изменений - признаков стресса. По установлению реакции, на втором этапе следует сосредоточить внимание на природе и причине измеряемой реакции. Обычно это включает измерения для обнаружения изменений во времени или, лучше, различий в состоянии районов, подверженных и неподверженных известным нарушениям. На этом этапе требуется ответить на следующие вопросы: каковы последствия для данного или любого соседнего с ним участка и других сопряженных участков экосистемы? Насколько велика зона распространения реакции и усиливается ли она?

Третий этап начинается после получения ответов на эти вопросы. Он заключается в осуществлении управленческих решений данной проблемы для устранения или снижения стрессов, регулирования их интенсивности, восстановления видов, сообществ или местообитания и оценки эффективности каждого из мероприятий. При некоторых обстоятельствах эти три этапа не разделяются во времени. Возможно, что реакции на воздействия уже установлены и во втором этапе нет необходимости. Например, планы действий на случай аварий, связанных с разливами химических веществ или нефти, устраняют необходимость первого или второго этапа. Такие нарушения требуют выполнения мероприятий третьего этапа, так как биологические эффекты воздействия и соответствующие управленческие решения могут быть определены заранее. Тем не менее, полезно рассмотреть каждый из трех этапов, если речь идет о планах предварительных измерений или учете реакций в случае выявления стресса.

На каждом этапе (обнаружение реакции, определение причины и разрешение проблемы) существуют разные потребности и требования к измерениям состояния экосистемы, поэтому могут оказаться уместными различные методы и наборы индикаторов.

4.1. Иерархический подход на каждом этапе экологического исследования

Для полевых исследований рекомендуется подход, основанный на применении индикаторов разных уровней, специально выбранных для каждого этапа. Структура каждого этапа и количество уровней индикаторов, соответствующие данной ситуации, будут обусловлены специфическими задачами исследования и характеристиками участка. Общая схема трех этапов исследования может выглядеть так, как показано на рис. 4.1.

Первый этап - это определение реакции. Он необходим в случае проявления какого-либо биологического эффекта воздействия (падение объема вылова рыбы или цветение воды в результате массового развития водорослей). Однако обычно первый этап включает отбор проб с целью обнаружения прогнозируемых и других, как правило, непрогнозируемых реакций на стресс. Измерения могут включать набор относительно недорогих, быстродействующих и реагирующих на химическое загрязнение биомаркеров и исследование организма в целом. В случае химического заражения или других химических стрессов необходимо выбрать переменные, которые являются чувствительными индикаторами важнейших физиологических процессов или реакций на молекулярном уровне для большого множества химических веществ. Для других видов нарушений должны также измеряться показатели общего состояния организмов в целом, популяций и сообществ. Часто возникает необходимость картирования местообитания, идентификации его общих структурных особенностей и регистрации их изменений во времени.

На втором этапе, при обнаружении экологической реакции, необходимо охарактеризовать и понять ее причину. Вероятная причина реакции может быть установлена по характеру биологических эффектов воздействия, наблюдаемых на первом этапе. Другими словами, оценка с помощью индикаторов различных уровней нужна для выявления загрязняющего вещества (веществ) или нарушения (нарушений), являющихся причиной реакции. Такое "направленное вглубь" или пояснительное исследование должно сочетаться с исследованием, "направленным за пределы", т.е. с прогнозом. Какие другие виды, процессы или местообитания могут подвергаться воздействию? Каковы потенциальные последствия данного типа стресса на локальные, региональные и глобальные морские экосистемы? Как эти последствия можно перевести в плоскость социально-политических, культурных и политических проблем?

Исследования на втором этапе должны быть более конкретными, с тем чтобы принять или исключить воздействия специфических химических веществ или их групп, либо признать отдельные виды нарушений и стрессов причинами возникновения проблем.

Третий этап может включать долговременный мониторинг с использованием индикаторов для того, чтобы официально подтвердить факт восстановления экологических условий по результатам химических анализов и изучения состояния экосистемы; все это выполняется после реализации каких-либо управленческих решений.

В качестве примера рассмотрим схему исследования проблемы мангровых лесов, приведенную в разделе 5, таблицы 5.1, 5.2, 5.3. Обычно на первом этапе, при оценках районов эстуариев и их водосборных бассейнов изменения в землепользовании выявляются с помощью данных из географических ин-

формационных систем (ГИС) или других системных методик картирования. В результате может быть обнаружено уменьшение площадей мангровых лесов.

На втором этапе также требуется оценить потенциальное воздействие исчезновения мангровых лесов на другие местообитания и на такие виды деятельности, как промышленное рыболовство (таблица 5.1, матрица 1А).

И, наконец, как только причина, масштаб и последствия реакции установлены, можно предложить варианты управленческих действий по ослаблению реакции или ее основных последствий. Варианты должны быть тщательно изучены, решения - претворены в жизнь с учетом намеченных целей. Ожидаемый итог этих действий, с точки зрения предполагаемой причины и результата выбранного действия, должен быть четко определен и сформулирован в виде проверяемых гипотез. Заключительным этапом является оценка эффективности проведенных мероприятий (см. рис. 4.1). Их сущность и ожидаемые последствия определяют, какие биологические индикаторы наиболее приемлемы для измерений при проверке эффективности принятых мер. Результаты этих действий, вероятно, можно оценить с помощью биомаркеров, физиологических функций или, в конечном счете, по восстановлению мангровых лесов. В широком контексте, ГЕЗАМП предложила более общие стратегии защиты морской среды (GESAMP, 1991).

Некоторые индикаторы просты в использовании, дают информацию быстро и с низкими затратами. Таким образом, они пригодны для долгосрочного мониторинга морской окружающей среды и первоначального выявления районов, требующих дополнительных исследований. Общие измерения стресса включают воздействия стрессов на организм в целом, что делает эти измерения полезными для понимания восприимчивости и состояния организма. Например, более точные измерения экспозиции химическому веществу могут дать информацию о классах химических веществ, воздействию которых подвержен организм. В дополнение, они обеспечивают информацию о механизме воздействия, включая реакцию и ее развитие. Применение набора индикаторов в хорошо продуманной и осуществленной программе научных исследований может расширить понимание взаимосвязей между организмами и стрессами.

Как отмечалось выше, можно выбрать иерархическую систему индикаторов, пригодных для различного применения в зависимости от конкретных задач данного исследования или мониторинга ситуации. Например, некоторые из индикаторов непосредственно характеризуют состояние или приспособленность организмов к внешним условиям (по Дарвину). Другие, реагируя каким-либо специфическим образом или вообще на экспозицию токсиканту, не способны прогнозировать токсичность. Однако они могли бы быть полезными для получения информации об экспозиции загрязняющим веществам, а не данных о состоянии или приспособляемости организма. Очевидно, что некоторые индикаторы способны отражать как экспозицию, так и ухудшение состояния организма.

Тот факт, что различные индикаторы реагируют на разные стрессы, указывает на преимущества применения индикаторов для оценки состояния разных компонентов экосистемы. Очевидно, что успех такой программы зависит от разумного выбора индикаторов. В идеальном случае набор индикаторов должен соответствовать типу, диапазону, величине, повторяемости и другим характеристикам потенциального нарушения в конкретном местообитании.

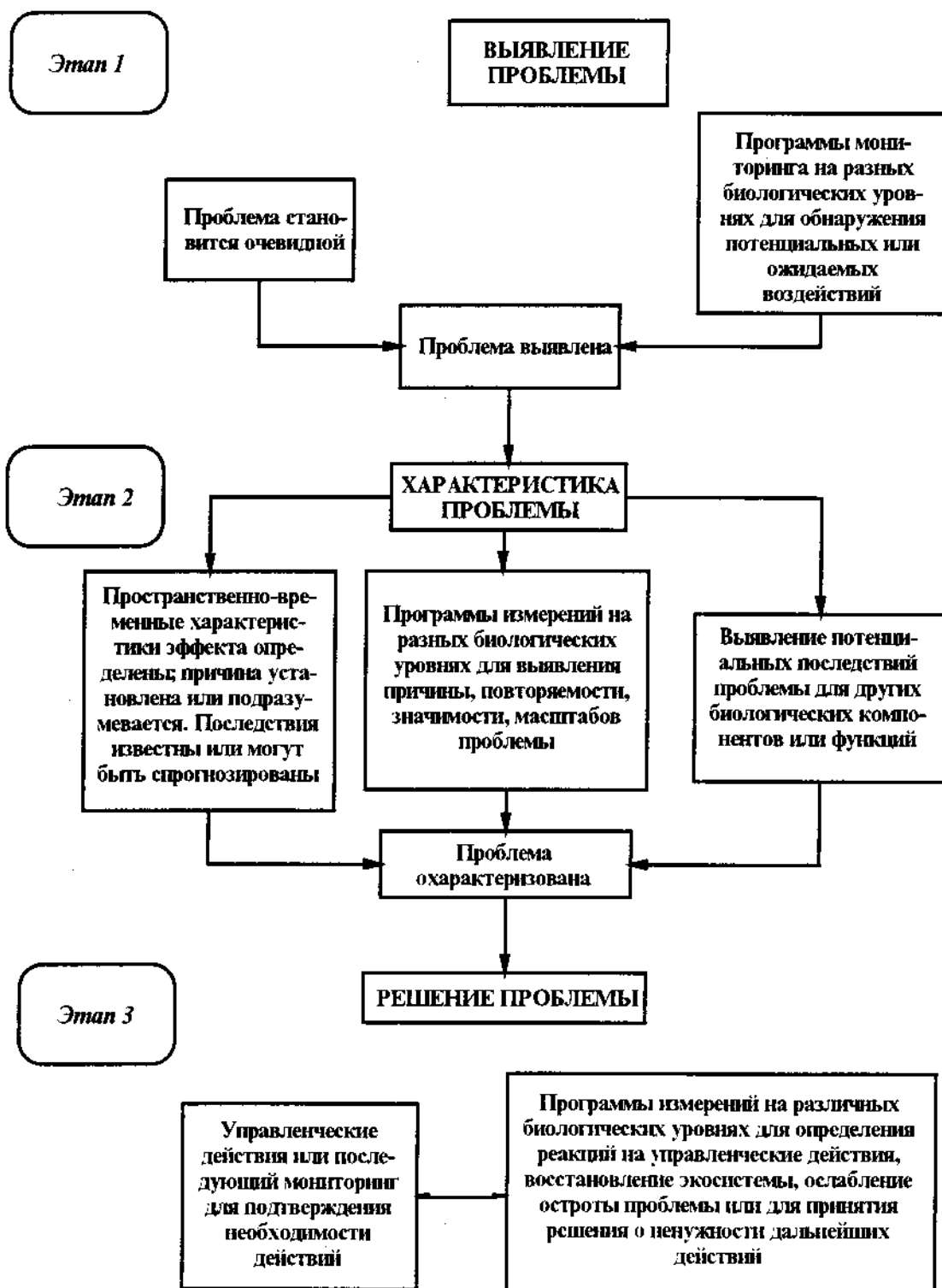


Рисунок 4.1. Общая схема трех этапов изучения окружающей среды для определения, характеристики экологической проблемы и управления ею

Важно строго определить, какой уровень (уровни) иерархической системы индикаторов необходимо изучать на каждом этапе исследований и когда переходить от одного уровня к другому. Возможность выбора в значительной степени определяется характером исследуемой проблемы и ограничениями, связанными с затратами и ресурсами. Тем не менее, основным при принятии решения является использование системного подхода в схеме исследований, обеспечивающего точное соответствие предложенной последовательности измерений целям и задачам данного этапа исследований. Это особенно важно в достаточно распространенных случаях, когда какой-либо стресс изучается на фоне других взаимодействующих стрессов.

4.2. Составление и интеграция программ полевых исследований

Прежде чем начать программу измерений для определения состояния или "благополучия" морской экосистемы, необходимо выяснить ограничения, налагаемые имеющимися руководствами (протоколами) по мониторингу. Теоретически индикаторы следует включать в программу мониторинга на стадии ее планирования, чтобы обеспечить внесение поправок в протоколы отбора проб и приспособиться к специфическим требованиям к выбранным индикаторам. Однако часто существуют предварительные ограничения, обусловленные финансовыми расходами, в результате чего индикаторы добавляются к существующей программе, а не являются элементом системного поэтапного подхода. В таких случаях выбор индикаторов ограничен. Кроме того, цели программы мониторинга должны быть хорошо продуманы. Этого можно добиться, ответив на ряд вопросов, например: предназначена ли программа для обнаружения изменения, вызванного любым экологическим стрессом или лишь химическим заражением; предполагает ли программа выявление причины или только мониторинг воздействия и т.д.

Вслед за выбором реакций на стресс, требующих изучения, и возможных индикаторов необходимо определить соответствующие пути проведения измерений. Специфичность или универсальность выбранных индикаторов диктует, какие виды следует использовать. При планировании программы биомониторинга можно ограничить круг видов, которые должны быть опробованы и, тем самым, видоизменить некоторые исследования или исключить их вообще. В любом случае выбор соответствующих видов зависит от разнообразия факторов, включающих географическое распределение, область распространения, размеры, трофический уровень, численность видов и простоту отбора проб.

Очевидно, что может возникнуть необходимость одновременного изучения в любом месте или регионе нескольких видов стрессов на окружающую среду. Далее проиллюстрированы возможные подходы к измерениям биологических эффектов воздействий на трех этапах, которые были рассмотрены выше. Читатель может сначала уяснить, какие методы пригодны для применения, а затем определить возможности и ограничения предложенных методов.

4.3. Масштабы воздействий

На каждом этапе изучения и для каждого возможного измерения показателя биологического воздействия особое внимание следует уделять временным и пространственным масштабам (и другим характеристикам воздействия; см. таблицу 2.1), относящимся к этому измерению. В противном случае невозможно разработать релевантную программу пробоотбора, позволяющую произвести измерения с определенной уверенностью в том, что они покажут изменения или отличия, свидетельствующие о стрессе. Например, потеря части местообитания может не иметь большого значения в региональном масштабе. Тем не менее, необходимо проявить осторожность и выяснить, достаточно ли велика скорость разрушения этого местообитания во многих локальных районах, чтобы стать причиной потенциального регионального воздействия. Таким образом, несмотря на локальный характер биологического эффекта воздействия, существует необходимость изучения вероятных крупномасштабных последствий.

Хронические воздействия загрязняющих веществ, эвтрофикация или изменение процесса седиментации требуют измерения уровней переменных после начала стресса или при установившейся скорости изменения переменной в результате накопления эффектов воздействия стресса. В сценариях острых воздействий предпочтительнее измерять "импульсные" реакции, поэтому внимание следует сосредоточить на достоверных измерениях скорости изменений различных показателей.

Наиболее просты для обнаружения стрессы, которые четко локализованы и оказывают воздействие, совершенно отличное от других стрессов, однако подобные случаи редки. Большинство стрессов действуют совместно, многие имеют диффузный характер, временные и частотные неопределенности.

Слабые, рассеянные воздействия не могут быстро поражать популяции или сообщества. Единственный способ их обнаружения - это измерения на суборганизменном уровне. Поэтому для таких хронических воздействий основное внимание должно быть сосредоточено на строгой оценке отклика выбранного индикатора (индикаторов) относительно фоновых и стандартных измерений и исследований в ненарушенных средах.

И, напротив, многие острые воздействия являются результатом аварий (например, разливы нефти), для которых заблаговременно трудно разработать программу мониторинга и обнаружения. Этот тип нарушений окружающей среды требует мониторинга с использованием индикаторов общего назначения для того, чтобы иметь возможность обнаружить целый ряд нарушений. Необходим также широкомасштабный и частый отбор проб, что делает сам процесс трудным и дорогостоящим.

Непрогнозируемые, эпизодические события представляют собой особую проблему для оценки окружающей среды. Программы мониторинга не обнаруживают внезапные события, которые не совпадают по времени с плановым пробоотбором. Однако последующие воздействия нарушений, если они сохраняются до очередного отбора проб, будут выявлены, но пик концентрации или экспозиции воздействию может быть пропущен. Непрогнозируемые события в случае, когда они вызывают долговременные изменения, обычно обнаруживаются только при обзорном мониторинге.

Очевидно, единственным способом определить, что происходит в результате эпизодических нарушений, таких как разливы нефти, уничтожение мангровых лесов, аварийные сбросы химических веществ и т. д., является "вынужденный" отбор проб. Поэтому для этих случаев пробоотбор должен планироваться заранее и производиться сразу вслед за событием. Именно так воздействия могут быть обнаружены и интерпретированы с целью разработки ответных управленческих решений в случае возникновения подобных ситуаций в будущем. "Вынужденный" мониторинг часто проводится после наводнений, пожаров, землетрясений и разливов нефти. Развиваемое здесь положение заключается в том, что программы пробоотбора должны разрабатываться до происшествия и изменяться с учетом специфических особенностей каждого конкретного случая. Это будет большим преимуществом по сравнению с планом, поспешно разработанным в ответ на кризисную ситуацию.

Следует заметить, что существует множество природных эпизодических явлений, которые могут привести к крупномасштабным экологическим последствиям. Два примера - ливневые паводки, приводящие к перемещению наносов и связанные с загрязнением прибрежной зоны, и штормы, вызывающие повышенную мутность воды. Согласно последним данным, 90% притока наносов в Северное море происходит в течение нескольких суток в результате сильных штормов. Для оценки воздействия таких штормов разработаны волнографы, включающиеся при определенной высоте волны. Такие данные предварительных наблюдений оказывают большую помощь в планировании соответствующих программ мониторинга.

Пространственные масштабы экологических нарушений не менее важны для исследования (Green, 1979; Underwood, 1992). Решающим фактором является понимание природы нарушения и процессов, которые ослабляют или ограничивают его влияние. Например, дноуглубительные работы для улучшения условий морского судоходства могут считаться мероприятием локализованного действия, а их влияние - мелкомасштабным. Однако при этом высвобождаются загрязняющие вещества, связанные с тонкими частицами грунта, которые могут быть вынесены на большие расстояния и площади, вызывая крупномасштабные нарушения. Таким образом, если не определены пространственные масштабы, мониторинг результата не дает.

Нарушения любого масштаба, за исключением глобальных или общеокеанических, могут быть изучены при надлежащем определении и наблюдении (измерении) события. Крупномасштабные стрессы предположительно вызовут некоторые стрессовые реакции в любых, более мелких масштабах, однако в них трудно обнаружить признаки крупных воздействий из-за многообразия маскирующих их мелкомасштабных событий. Поэтому выявление крупномасштабных стрессов потребует изучения процессов в соответствующих масштабах, чтобы отделить реакции на локальные стрессы. Проблема заключается в том, что нарушения в особо крупных размерах невозможно обнаружить путем сравнения нарушенных и контрольных или эталонных участков. Таким образом, в каждом случае необходимо обращаться к вопросу о масштабе и соизмеримости событий. Универсальной шкалы для корректного определения масштаба какого-либо стресса не существует, но можно определить закономерности соизмеримости событий разных масштабов (Ricklefs, 1990; Levin, 1993). Это следует принимать во внимание при разработке программ обнаружения стрессов и реакций на них.

Например, присутствие одного мертвого тюленя на берегу может быть обусловлено рядом причин, которые трудно установить. И, наоборот, вынос мертвых тюленей в береговую зону большой протяженности (региональные масштабы) служит строгим доказательством ответной реакции на крупномасштабный стресс.

Таким образом, существуют только два возможных метода для того, чтобы обнаружить ухудшение состояния, вызываемое нарушениями особо крупных масштабов. Первый - сравнение временных трендов - может считаться надежным при наличии достаточной информации о состоянии, предшествовавшем нарушению. Однако эти данные никогда не обеспечат прямого объяснения причины любого изменения, поэтому о существовании какого-то особого нарушения необходимо знать. Определяющими для морских экосистем являются физические условия и процессы, относящиеся к гидрологии и гидродинамике системы. Любые значительные изменения в них могут вызвать изменения в экосистеме.

Иногда полезно оценить условия, преобладавшие до воздействия или в его отсутствие. Это обеспечивает критерий или цель мероприятий, предпринимаемых для восстановления местообитания после воздействия. Изучаемыми переменными должны быть те, что меняются с изменением процессов или состояния местообитания после принятия мер по его восстановлению. Только благодаря измерениям этих переменных становится возможным контролировать достижения в процессе восстановления местообитания (т.е. цель управления в этих условиях) или установить, что восстановления не происходит.

Однако зачастую приходится принимать срочные меры в отношении плохо изученных систем, для которых имеются лишь необработанные исторические данные и, к тому же, только качественные. Интерпретация переменных может меняться от системы к системе. Например, межгодовая изменчивость в промышленно эксплуатируемых популяциях, близкая к пределам распределения видов, может быть очень велика. Последовательность "бедных годов" дает мало информации о состоянии системы, и, напротив, в районах с более регулярным пополнением этот показатель может быть важным признаком начала деградации.

Практически все системы, находящиеся под влиянием антропогенной деятельности, испытывают локальные изменения. Решающим является вопрос о том, когда локальные изменения следует расценивать как симптомы ухудшения состояния системы; простой оценки интенсивности изменения здесь недостаточно.

Второй метод изучения широко распространенных или охватывающих всю экосистему изменений заключается в сравнении результатов измерений стрессов с каким-либо абсолютным стандартом. Например, измеренные величины содержания загрязняющих веществ в организме в ненарушенных местообитаниях должны быть ниже некоторого определенного уровня. Если измеренные концентрации примесей в образцах, отобранных на большой площади местообитания, превышают этот стандарт, значит, существует достаточно масштабная проблема.

Как и в большинстве видов экологических измерений, четкое понимание природы и масштабов нарушений и биологических реакций на них имеет решающее значение. Этот принцип применим на каждом этапе экологических исследований, независимо от множества или разнообразия индикаторов, используемых для измерения состояния окружающей среды.

5. Примеры, иллюстрирующие методики выбора индикаторов

В данном разделе выбраны четыре сценария, представляющие собой четыре различных примера загрязнения (т.е. отрицательных эффектов воздействия) и/или нарушения, чтобы показать типы подходов, которые могут применяться для оценки воздействий на какие-либо морские экосистемы. В каждом случае конкретное событие (предмет изучения) связано с выбором подходящей методики. Далее следует краткое рассмотрение соответствующих критериев и ограничений. Для каждого сценария требуются различные типы программ исследований и измерений с разными целями, задачами, методами и пространственно-временными масштабами, максимально сориентированными на принятие управленческих действий. Эти примеры основаны на всесторонней оценке проблемы, представляющей интерес. В действительности, простая линейная зависимость между этапами невозможна; мероприятия "этапа 3" в одной ситуации могут представлять собой "этап 1" в другой, и обратная связь между мониторингом, исследованием и оценкой результатов является обязательной. Авторы выражают надежду, что последующее рассмотрение позволит сосредоточить внимание на необходимых в различных ситуациях видах деятельности и отчасти показать: сложные взаимосвязи, неизбежно возникающие между этапами исследования проблемы; применение иерархического подхода к определению и решению проблемы; необходимость формулировки действий в контексте проверки гипотез и объективной оценки результатов.

5.1. Сценарии

Сценарий I

В ситуации с точечным источником химического загрязнения *этап 1* исследований будет включать определение воздействия на биоту. Это можно сделать, используя результаты биотестов и данные об известных факторах химического загрязнения. Химические вещества *a priori* вызывают особый интерес в связи с их потенциальной биоаккумуляцией, устойчивостью в окружающей среде и известной биодоступностью (установленной соответствующими биотестами). На этой стадии биомаркеры экспозиции на молекулярном и клеточном уровне могут применяться для подтверждения того, что виды-мишени действительно подвергаются воздействию как непосредственно в зоне смешивания, так и в более удаленных районах.

Таблица 5.1. Матрица 1А. Пример: предмет изучения - метод обнаружения биологических эффектов химического заражения

Предмет изучения	Метод
<p><i>Этап 1:</i> После разрешения на сброс сточных вод от точечного источника могут возникнуть вопросы:</p> <ul style="list-style-type: none"> - соблюдаются ли установленные условия сброса? - распространяются ли предполагаемые воздействия на территории большие, чем ожидалось? - имеются ли непредвиденные воздействия? 	<ul style="list-style-type: none"> - Использование биотестов на токсичность, анализов на устойчивость загрязняющих веществ и т.д.
<p><i>Этап 2:</i> Подробная характеристика проблемы:</p> <ul style="list-style-type: none"> - изучение токсикологических данных; - анализ пространственного распределения выявленных воздействий; - оценка других потенциальных воздействий 	<ul style="list-style-type: none"> - Специальные биомаркеры на молекулярном уровне для оценки экспозиции и эффекта воздействия - Индексы SFG для основных видов-мишеней - Исследования сообществ
<p><i>Этап 3:</i> Управленческая деятельность:</p> <ul style="list-style-type: none"> - дополнительный контроль сточных вод и других условий для продолжения сброса; - новые программы мониторинга 	<ul style="list-style-type: none"> - Мониторинг с использованием оптимального показателя реакции (выбранного на этапе 2) в сочетании с химическим анализом видов-мишеней ("содержание в организме") и проверкой нулевой гипотезы ("эффект воздействия") в районе вокруг места сброса загрязняющих веществ

На *этапе 2* интерес представляет географическое распространение воздействия за пределы зоны смешивания и его биологические эффекты. Здесь уместно сочетание показателей экспозиции и эффектов воздействия на молекулярном/клеточном и более высоких уровнях. Для изучения эффектов воздействия следует применять иерархический подход, если эти эффекты проявляются на всех биологических уровнях, включая воздействия на клетки, особи (например, как ухудшение развития и/или репродуктивной способности) и на структуру сообществ в пораженной зоне. Этот этап является периодом интенсивных научных и прикладных исследований, требующих пристального внимания к планированию отбора проб. На *этапе 3* проведение мониторинга для проверки соблюдения требований законодательства (мониторинга соответствия) и для обнаружения каких-либо улучшений после принятия мер по восстановлению местообитания достигается путем сочетания химических анализов с чувствительными, удобными для применения биомаркерами воздействия. Теоретически именно на этой стадии исследования составляется

перечень законодательных ограничений на ущерб, наносимый окружающей среде, со ссылкой на отдельные биомаркеры (которые доказали свою эффективность на втором этапе) и включаются переменные, подлежащие дальнейшему мониторингу.

В данном сценарии тщательный выбор показателей, способных наглядно продемонстрировать очевидность химического воздействия (т.е. биомаркеров экспозиции), и измерения эффектов воздействия основаны на иерархическом подходе. После того, как индикаторы выбраны в соответствующих пространственно-временных масштабах, полученные данные можно непосредственно использовать в управленческой деятельности, направленной на снижение или ослабление эффектов воздействий химического заражения. Правильно спланированный мониторинг может также дать информацию, необходимую для оценки эффективности принятых мер ("обратная связь").

Сценарий 2

Утрата местообитания в локальном или региональном масштабе несомненно является самой экстенсивной формой антропогенного воздействия на морскую окружающую среду (см. раздел 2). Первоочередная задача - обнаружить ущерб, нанесенный местообитанию, на ранних стадиях (как показано в таблице 5.2). Картирование ареалов утраты местообитаний при помощи наземной и аэрофотосъемки, а где возможно, и съемки со спутников, обеспечит основные данные, после чего их следует сравнить с дополнительно собранной информацией.

В случае разрушения местообитаний мангровых лесов в результате лесоразработок, сельскохозяйственного освоения или развития аквакультуры (рыборазводные пруды) этап 1 будет включать наблюдения с целью определения размеров ареала утраты местообитания и изменений видов землепользования. Это осуществляется с помощью дистанционного зондирования территории и использования дополнительной информации из географических информационных систем (ГИС). Проблема, поставленная на этапе 2, заключается в определении масштабов влияния утраты местообитания на экологическую целостность остальной части мангровых лесов и окружающей среды в широком смысле слова. На этом этапе должны применяться широкомасштабные исследования бентических сообществ с привлечением одномерных и многомерных статистических данных и проведением анализа уловов рыбы в разных рыбопромысловых районах (эти исследования будут включать последующие географические наблюдения в районах нереста и нагула молодежи важнейших видов рыбы). Наконец, на этапе 3 данного сценария обязательно потребуются знания о динамике экологических условий в ненарушенных мангровых системах, чтобы определить параметры потока биогенов (как внутри самой мангровой системы, так и в процессе обмена с соседними системами), структуру трофической цепи, энергетический баланс и использовать этот анализ для построения *a priori* прогнозов способности к восстановлению. В этом случае может быть успешно применена модель, формализованная в соответствии с заданной гипотезой реакции системы на изменение потоков биогенов и энергии. Как только потенциал восстановления получит количественную оценку, можно использовать иерархический подход с целью определения биологических эффектов воздействий, которые послужат под-

ходящими индикаторами восстановления местообитания, а затем на основе этих показателей построить программу мониторинга.

Таблица 5.2. Матрица 1Б. Пример: предмет и некоторые подходящие методы изучения биологических эффектов воздействий, связанных с нарушением местообитания в мангровых лесах

Предмет изучения	Метод
<p><i>Этап 1:</i> Риск изменения условий местообитания</p> <p>Размер ареала утраты местообитания</p>	<p>- Съемка местности для выявления изменений землепользования в водосборном бассейне</p> <p>- Исследование гидрологического режима</p> <p>- Географическое обследование типов местообитаний</p>
<p><i>Этап 2:</i> Воздействие на локальные (не мангровые) местообитания</p> <p>Воздействие на рыбные промыслы</p>	<p>- Структурный анализ бентических сообществ</p> <p>- Оценка запасов/вылова, включая обследование районов нереста и мест нагула молоди рыб</p>
<p><i>Этап 3:</i> Потенциал восстановления</p>	<p>- Исследования состояния биогенов, трофических цепей, потоков углерода; моделирование</p>

Сценарий 3

Третий пример нарушения - это эвтрофикация, вызванная перенасыщением биогенами или органическим материалом. Общие признаки этого процесса показаны на рис. 5.1 (Gray, 1992). В прошлом эвтрофикацию часто приписывали исключительно эффекту чрезмерного массового роста приспособленческих водорослей, например, в Венецианском заливе (Sfriso et al., 1987) или такому массовому вымиранию морских организмов как в заливе Лахольма в Швеции (Baden et al., 1990).

Однако теперь существует официальное определение эвтрофикации. Европейский Союз (Council of European Communities, 1991) дает такое определение: "обогащение воды биогенами, особенно соединениями азота и фосфора, вызывающее ускоренный рост водорослей и более высоких форм растений, который является причиной нарушения равновесия организмов, обитающих в воде". Основной интерес должно вызывать первоначальное влияние обогащения биогенами. На рис. 5.1 показаны эффекты, происходящие при эвтрофикации. Увеличение скорости роста особей и популяций является одним из первых признаков обогащения биогенами. Часто наблюдается общее увеличение биомассы, например повышение содержания хлорофилла в планктоне. Изменения скорости роста приводят к изменениям видового состава планктона и бентоса. В частности, сообщества бентических водорослей не-

редко проявляют четкие признаки изменения, которое может быть отнесено к обогащению биогенами. Изменения видового состава лучше всего определяются с помощью многомерного статистического анализа (см. раздел 6.3). Долговременные воздействия, такие как сокращение глубины распространения видов макроводорослей, зарегистрированы при сравнении данных во времени (например, Kautsky et al., 1986, Балтийское море). Аналогично, низкое содержание кислорода (меньше 4 мг/л), которое сопровождается сильную эвтрофикацию, часто ведет к изменениям поведенческих реакций, таких как уход рыб из районов их обитания, а при падении содержания кислорода ниже 2 мг/л виды, обитающие в донном грунте, покидают свои норы (например, роющие декаподы), а двустворчатые моллюски раскрывают створки. Исследования сообществ должны определить некоторые из таких изменений, например, вымирание местных видов.

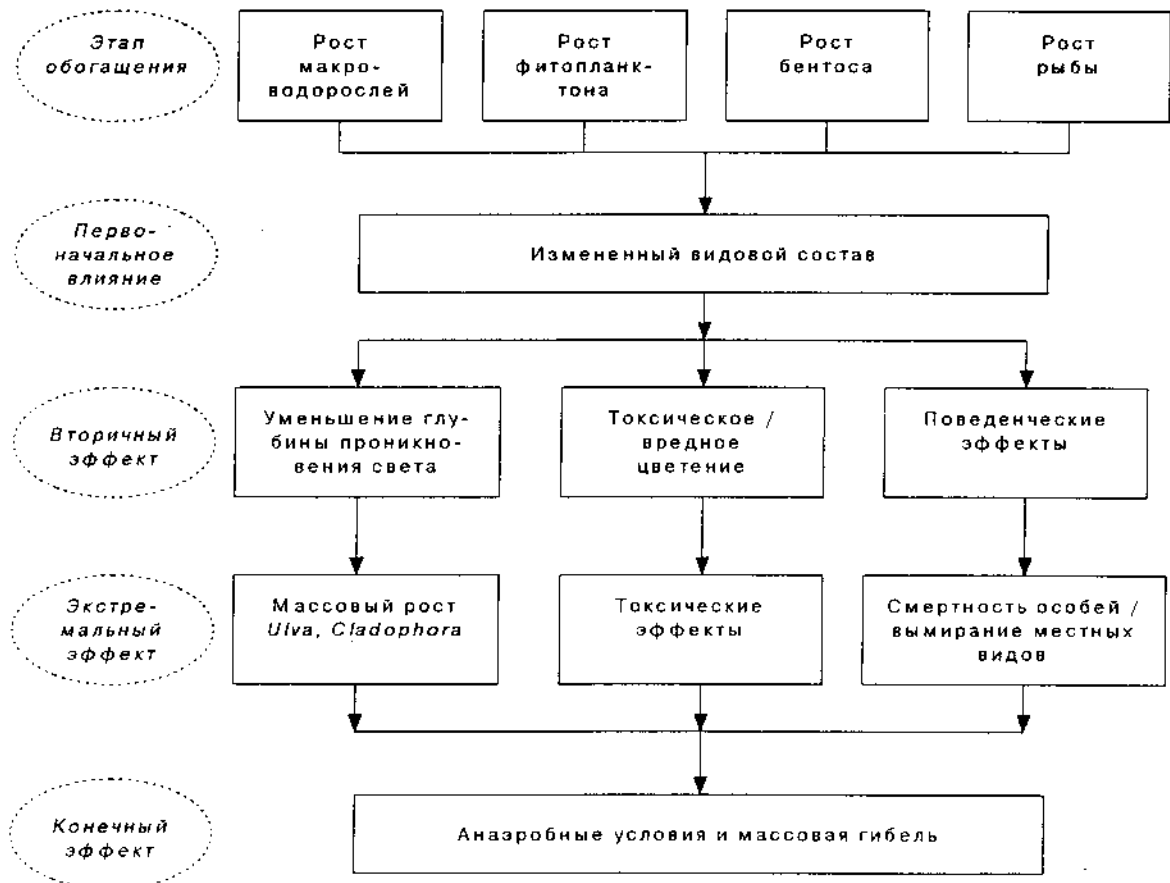


Рис. 5.1. Общая модель воздействий эвтрофикации на морские системы (Gray, 1992)

В таблице 5.3 показан рекомендуемый подход.

Таблица 5.3. Матрица 1В. Пример: предмет - метод изучения стрессов, вызываемых увеличением притока биогенов

Предмет изучения	Метод
<i>Этап 1</i> : Обогащение биогенами предполагается или известно	<ul style="list-style-type: none"> - Измерение изменений биомассы, например, хлорофилла (фитопланктон, макроводоросли) - Физиологические исследования роста - Исследования сообществ (изменения видового состава)
<i>Этап 2</i> : Эвтрофикация	<ul style="list-style-type: none"> - Измерение концентрации кислорода - Оценка токсичности/вредности цветения воды - Физиологические исследования роста - Исследования сообществ (вымирание местных видов)
<i>Этап 3</i> : Восстановление	<ul style="list-style-type: none"> - Исследования сообществ (повторное заселение бентоса и изменения в структуре планктонных сообществ) - Физиологические исследования (снижение скорости роста)

Сценарий 4

Еще одним примером потенциальных воздействий на морские экосистемы в крупных масштабах является влияние биологически активного УФ излучения как следствие истощения озонового слоя. В настоящее время оценки сокращения содержания озона в стратосфере до 50% во время весны в Антарктиде и на 3-8% в отдельные сезоны года в умеренной зоне получили широкую поддержку (Solomon, 1990; Starnes et al., 1992). В морской среде поток солнечной радиации, достигающий данной глубины, будет зависеть от общей величины радиации, поступающей на земную поверхность (в основном, это функция широты места, сезона года, времени суток и облачности), рельефа и характера земной поверхности (которая определяет количество отраженного излучения), рассеивания и поглощения в водном столбе. Доказано, что повышенное биологически активное УФ излучение оказывает разнообразные вредные воздействия на отдельные морские организмы (Worrest, 1986; Hardy and Gucinski, 1989). Для оценки воздействия этого излучения было предло-

жено включить в новые программы мониторинга обширные географические территории и большой набор видов. Однако этот подход может потребовать высоких затрат времени и средств. Поскольку основным повреждением, причиняемым таким излучением биологическим системам, является разрушение ДНК, применение дозиметров ДНК (молекулы ДНК в кварцевых трубках) предлагает чувствительную, удобную и относительно недорогую систему (Regan et al., 1992) для измерения воздействий на выбранные виды-мишени. Существует возможность установить реальные причинно-следственные связи для данного сценария, что представляет собой достаточно уникальную ситуацию в мировой экотоксикологии.

Таблица 5.4. Матрица 1Г. Пример: предмет - методы изучения биологических эффектов повышенного биологически активного УФ излучения

Предмет изучения	Метод
<i>Этап 1:</i> Раннее обнаружение повышенного биологически активного УФ излучения	Дозиметрия ДНК (фотооптические наблюдения)
<i>Этап 2:</i> Воздействия	Продуктивность фитопланктона; повреждение индикаторов ДНК (цитогенетические эффекты и разрыв цепи ДНК)
<i>Этап 3:</i> Регулирование и мониторинг	При моделировании повышения уровня биологически активного УФ излучения следует учитывать положения Монреальского протокола о веществах, разрушающих озоновый слой; определить потенциальные взаимосвязи с другими нарушениями, вызванными антропогенной деятельностью

5.2. Ограничения

Все перечисленные выше современные методики (см. также раздел 3), применяемые или предлагаемые для оценки воздействий заражения, имеют достоинства и недостатки. В качестве примера в таблице 5.5 показаны некоторые технические ограничения методов обнаружения изменения на различных уровнях биологической организации (молекулярном: этоксирезорурфин О-диэтилазы и металлотионеин; организменном: SFG; популяционном: анализ запасов/добычи; на уровне сообщества: структура бентических сообществ и географические наблюдения).

Следует заметить, что виды ограничений неодинаковы для различных методов. На низких уровнях иерархической системы часто преобладают ограничения, связанные с соотношениями доза - реакция. На более высоких уровнях эти зависимости являются многофакторными и динамикой популяций управляют сложные, зависимые или независимые от плотности популяции факто-

ры. Неопределенность количественных соотношений, связывающих жизнеспособность взрослых особей с их репродуктивностью за время жизни, и существование механизмов обратной связи, регулирующих развитие популяции, затрудняют получение точной информации, например, об оценках объема вылова рыбы и соотношения запасы/восстановление. Более того, изучение сообществ может быть весьма трудоемким, поскольку оно зависит от таксономической идентификации видов, часто в сообществах с богатым видовым составом. В последних исследованиях (Heip, 1988; Warwick, 1988b, 1993) предполагалось, что выделение в структуре сообщества более высоких таксономических единиц, чем вид (например, семейства, филумы) может упростить проблему, но, несомненно, потребует знаний биологической систематики, которая может создать трудности в практическом применении этих методов. Современные прогрессивные методы анализа сообществ основаны на использовании компьютеров с соответствующим программным обеспечением для статистической обработки данных.

Наконец, подчеркивается высокая стоимость дистанционного зондирования и методов географических наблюдений, например, применение географических информационных систем (ГИС) и регистраторов (непрерывного действия) планктона, как фактор, лимитирующий в некоторых условиях использование этих методов.

Таблица 5.5. Технические ограничения

Метод	Ограничения
Этоксирезофурин О-диэтилазы (EROD)	Характерно для отдельных видов плавниковых рыб; трудно определяемые соотношения доза - реакция
Металлотионеин	Неопределенность количественных соотношений для экспозиции металлам; сложные взаимозависимости дозы металлов/реакции видов при индукции тионеина
Индекс SFG	По очевидным причинам применение ограничено определенными видами (прикрепленные бентические беспозвоночные)
Анализ запасов/добычи	Метод грубых оценок, не обеспечивает требуемой точности из-за неопределенностей показателей пополнения запасов
Анализ бентических сообществ	Трудоемкий метод (отбор проб, таксономический анализ); зависит от наличия персональных компьютеров
Географические наблюдения	Высокая стоимость, требуют соответствующей вычислительной техники и программного обеспечения ГИС. Наиболее применимы для картирования, менее эффективны для анализа динамики изменения условий

Некоторые из этих трудностей могут быть уменьшены с помощью компьютерного моделирования. В отдельных работах утверждается, что крупные

модели (например, имитационные модели экосистем) имеют ограниченное применение из-за неопределенностей, связанных с их параметризацией. Для обобщения экспериментальных данных и формулировки предположений о том, какие измерения потребуются для каждой оценки, более полезными могут оказаться узконаправленные и аналитические модели с несколькими параметрами, используемые в качестве конкретных гипотез о причине и эффекте воздействия. Например, сочетание химических и физиологических моделей позволяет сосредоточить внимание на химических соединениях, которые являются наиболее вероятной причиной биологического ущерба, и упростить измерения, необходимые для объективного анализа воздействия. Моделирование, применяемое по отношению к клеточным биомаркерам, перспективно для выявления внутренних взаимосвязей между различными процессами и клеточными мишенями-органеллами и, таким образом, упрощает измерения. В настоящее время моделирование с целью обобщения и упрощения применения индикаторов реакции в оценке окружающей среды является главным образом предметом исследования, хотя существуют перспективы практического применения.

Наконец, подчеркивается, что все признанные пригодными методы не "замораживаются". Они являются объектом дальнейшего изучения и совершенствования в целях практического применения и, следовательно, способность конкретного метода обнаруживать изменения будет зависеть от масштабов и эффективности этих исследований. Любое использование таких методов само по себе является исследованием. Это не принижает ценности полученных данных для конкретных задач управления, а скорее содействует повышению достоверности используемой информации. Все это усиливает необходимость тщательной разработки проекта пробоотбора/эксперимента и надлежащей статистической оценки результатов.

6. Планирование отбора проб и проверка гипотез для обнаружения реакций на экологические стрессы

Существует две основные области, требующие особого внимания к планированию программ пробоотбора. Первая - это измерения биологических эффектов и действующие стандарты. Предположим, отбор проб проводится для того, чтобы определить, превышают ли концентрации тяжелых металлов в рыбе законодательно установленную величину. Отбор проб в этом случае должен быть организован с достаточной точностью, позволяющей определить, превышен стандарт или нет. Второе - это сравнение индикаторов нарушенных или зараженных районов и контрольных или эталонных местообитаний, что позволяет обнаружить различия (или воздействия). Оба случая требуют тщательного осмысления.

Данные и, следовательно, методы статистического анализа, используемые для обнаружения экологических нарушений в результате антропогенной деятельности, могут быть одномерными или многомерными переменными. Каждый тип имеет специфическое применение, и часто необходимо сочетать разные подходы. Одномерный статистический анализ требуется в тех случаях, если к проблеме имеет отношение лишь единичное измерение (например, индекс SFG или относительное количество разрывов ДНК для отдельного

вида) или какая-либо характеристика только одного вида (например, численность конкретного промыслового вида). Многомерный статистический анализ необходим, когда проблема связана с многочисленными измерениями (например, образцы для анализа на содержание в организме нескольких токсичных веществ) или с общими свойствами сообществ видов (например, подобие избыточности многих видов в пробах рыхлого донного грунта). Иногда многомерный анализ становится необходимым, даже если такой подход и не был избран в самом начале, потому что имеет место корреляция или взаимозависимость одномерных измерений и это делает анализ единичных переменных менее эффективным.

В данном отчете подчеркивается также важность и уместность использования формальных гипотез, проверка которых является составной частью экологических исследований.

6.1. Планирование отбора проб

Какая бы из переменных (биоиндикаторов) ни была выбрана для измерения, существуют важные общие вопросы организации пробоотбора. Минимальным требованием к идеальной программе отбора проб и обнаружения нарушений является так называемый план ВАСИ - (Before/After, Control/Impact) (Green, 1979) - До/После, Контроль/Воздействие. По установившейся практике, он включает определенный вид повторных измерений независимо от времени пробоотбора. Однако обычно не предусматривается "повторяемость" местоположений (как правило, повторные измерения проводятся каждый раз в пределах одного участка). Причиной тому является сочетание двух факторов. Первый заключается в следующем: обычно существует только один предположительно пораженный участок, поэтому часто допускается, что приемлем лишь один контрольный участок. Вторым фактором связан с неправильным суждением, что временные тренды средних значений любой биологической переменной должны быть подобными для любых двух нарушенных районов. Таким образом, предполагается, что вызывающие изменения процессы инвариантны по своей величине и воздействиям в обоих районах, несмотря на обилие доказательств обратного. В результате считается, что любые различия между биологическими переменными (во времени) для контрольного района и предположительно нарушенного местоположения должны быть вызваны нарушением в данном местоположении, но это нелогично.

Новейшие разработки "за пределами ВАСИ" ("beyond ВАСИ"; Underwood, 1992, 1994) включают ассимметрический контраст одиночного, предположительно нарушенного местоположения с набором контрольных местоположений. Потенциально, это гораздо полезнее, потому что такой набор можно видоизменить для изучения нарушений, влияющих на пространственно-временные изменения и среднюю численность различными путями (раздел 4.3). Эффекты обнаруживаются в ряде пространственных или временных масштабов, что очень важно, когда потенциальный масштаб нарушения неясен. Те же самые методы легко приспособить для изучения изменений и различий в индикаторах на любом иерархическом уровне (особи, органы, клетки и т.д.).

Если отсутствуют данные до нарушения, а исследование предназначено для изучения потенциальных изменений переменных, применимы те же принципы (Green, 1993). Исследования, основанные на планировании пробоотбора в нескольких пространственных и временных масштабах, будут гораздо полезнее, чем набор данных, полученных в одном местоположении или с неадекватной временной шкалой. Иерархические планы пробоотбора хорошо приспособлены для одновременного изучения в разных масштабах, особенно в отсутствие информации, достаточной для предварительного определения приемлемой схемы исследований или масштабов.

6.2. Одномерные подходы

Одномерные измерения - это измерения одной переменной, например, отношения животных с гистопатологическими аномалиями к общему количеству. Из этого следует, что численность популяции признается подходящей переменной. Однако этим нельзя ограничиваться. В большинстве одномерных измерений (например, индексы разнообразия и SFG, число, продуктивность, размер видов, концентрация металлотioneина, среднее число аддуктов на единицу измерения ДНК) возникают одни и те же трудности, связанные с необходимостью измерений естественного, фонового изменения переменной в пространстве и времени. Только на фоне пространственно-временного изменения переменной можно обнаружить, измерить и регулировать нарушения, связанные с антропогенной деятельностью. Поэтому планы пробоотбора для выявления нарушений окружающей среды должны быть тщательно разработаны с учетом жизненного цикла организмов-мишеней и изменений в соответствующих пространственно-временных масштабах.

6.2.1. Влияние соответствующих характеристик переменных на оценку реакций, вызванных нарушениями

Средняя численность и многие другие характеристики природных сред сами по себе редко дают общую картину, поскольку ни теоретическим, ни эмпирическим путем нельзя установить, какой "должна быть" эта величина в любом районе. Таким образом, средняя численность (размер и т.д.) применима только в сравнительном смысле и логически должна использоваться в сочетании с данными об ее изменениях во времени. Первая особенность заключается в том, что необходимо хотя бы минимально оценить естественные изменения переменной во времени, прежде чем изменение средней численности можно считать показателем нарушения.

Отсюда следует вторая, наиболее важная особенность - необходимость понять и оценить изменение средней численности во времени. Этот показатель не всегда правильно измеряется (см. ниже), в частности, из-за навязчивой идеи повторяемости измерений в границах района пробоотбора без надлежащего рассмотрения временной повторяемости, соответствующих масштабов времени, независимости пробоотбора от времени и т.д.). Отметим также, что некоторые нарушения окружающей среды непосредственно воздействуют на изменчивость средней численности, не меняя ее среднего значения за длительный период времени (Underwood, 1991).

Третья особенность связана с обратимостью изменчивости со временем, что считается в некотором роде признаком равновесия. Многие авторы ссылались на концепцию о процессах сохранения равновесия (если таковые существуют). Эти процессы можно рассматривать как функции или результаты сочетаний нескольких свойств популяций. К числу таких функций относят инерцию популяции, т.е. ее способность сопротивляться изменению: инерция измеряется по величине внешнего нарушения, реакцией на которое является изменение численности. Следующая функция - упругость или способность популяции к восстановлению после нарушения, измеряемая по наибольшему изменению численности в ответ на нарушение, после которого популяция еще способна восстановиться. Наконец, существует устойчивость, измеряемая по скорости восстановления популяции (если такое случается) в соответствующем временном масштабе. Уместность и применимость этих понятий рассматривались, среди прочих, в следующих работах (Connell and Sousa, 1983; Gray and Christie, 1983; Holling, 1973; Sutherland, 1990). Знание этих особенностей необходимо для разработки механистического подхода к пониманию временных зависимостей в природных популяциях и, следовательно, для прогнозирования реакций и способности восстанавливаться после нарушений (рассматривалось ранее - Underwood, 1989).

Четвертая - это особенности пространственной изменчивости, которые служат показателями нарушений или стрессов. Например, некоторые стайные рыбы собираются в новые стаи, если плотность популяции сильно падает, изменяя таким образом пространственную структуру изменчивости, тогда как средняя численность популяции уменьшается. Без тщательного изучения пространственной изменчивости в соответствующих масштабах (которые, возможно, будет трудно определить) какой-либо потенциальный признак стресса может остаться неопознанным (Underwood, 1993a).

Связи между инерцией, упругостью и устойчивостью популяции сложны, однако их ценность состоит в том, что они формально фиксируют внимание на запланированных экспериментальных нарушениях и на уточнении гипотез для проверки результатов работ по восстановлению и охране морских территорий. Экспериментальный подход необходим для оценки этих параметров и понимания их взаимосвязей (Underwood, 1989). Многие экспериментальные работы в определенном смысле уже существуют благодаря предыдущим многочисленным нарушениям и доступны для анализа путем сравнения с соответствующими ненарушенными "контрольными" районами. Этот ретроспективный вид эксперимента не используется достаточно широко в экологических оценках (Hilborn and Walters, 1981).

Таблица 6.1. Определения терминов, относящихся к изменениям популяции

Сопrotивляемость	Процесс, действующий в организме, популяции или сообществе, благодаря которому нарушение не приводит к серьезным стрессовым результатам. Например, многие морские популяции устойчивы к избыточному осадконакоплению из-за повышенной иммиграции личинок из других местообитаний, так что численность меняется очень мало.
Упругость	Свойство популяции, сообщества или особи, определяющее величину предельного стресса, вызванного нарушением или возмущением среды, после которого популяция может восстановиться. Измеряется по отклонению от значения, соответствующего "ненарушенному" уровню, при котором сохраняется способность к восстановлению до контрольных, "ненарушенных" значений.
Инерция	Свойство популяции, сообщества или особи реагировать на нарушение. Измеряется как наибольшая величина нарушения, не вызывающего отклика некоторой конкретной переменной (или потому что популяция в действительности не подверглась воздействию данного нарушения, или - другие процессы позволяют сопротивляться ему, так что выбранная переменная не меняется в результате нарушения).
Устойчивость	Характеризуется скоростью восстановления популяции, сообщества или особи после стресса, вызванного каким-либо нарушением, превышающим уровень инерции (т.е. стресс существует), но сохраняющимся в пределах упругости (т.е. система может восстановиться). Более устойчивые популяции восстанавливаются быстрее.

6.3. Многомерные подходы

Многомерные наборы данных образуются при одновременных измерениях многих переменных: например, данные по нескольким индикаторам, собранные одновременно в ряде мест. Альтернатива - данные о численности всех видов сообщества. Ранее была показана (Green, 1979) полезность многомерного статистического анализа для обнаружения нарушений окружающей среды. Цель анализа - выявление различия или подобия в образцах, содержащих множество организмов, для каждого из которых определяется плотность или биомасса на основе принципа линейной зависимости (Field et al., 1982). Соотношения размеров численности или биомассы видов в любых двух образцах измеряются некоторыми коэффициентами подобия или различия. Все возможные пары образцов, таким образом, формируют матрицу.

которую можно использовать для классификации проб на группы в соответствии с тем, насколько они подобны (или различны). Для этой цели существует большое разнообразие альтернативных методов (Green, 1980; Mardia et al., 1979; Pielou, 1984; Ter Braak, 1986).

Из набора коэффициентов подобия весьма надежным был признан (Faith et al., 1987) коэффициент Брея и Куртиса (Bray and Curtis, 1957). Доказывалось также, что ранжированные коэффициенты подобия интерпретируются легче, чем любые абсолютные величины (Clarke and Green, 1988; Warwick and Clarke, 1991). Это привело к разработке методов определения и картирования соотношений между пробами с применением неметрических многомерных расчетов в заданных масштабах (Kruskal and Wish, 1978). Такие методы дают карту относительного подобия проб, позволяя с помощью ряда процедур определить, произошло ли нарушение окружающей среды и каким ее переменным соответствуют те или иные особенности фауны при определенных условиях (Gray et al., 1990).

На основании исследований можно установить, какие виды определяют различия в пробах (Field, 1969; Clarke, 1993) и провести статистический анализ формальных гипотез об отличиях контрольных и предположительно нарушенных местообитаний (Clarke and Green, 1988; Gray et al., 1988; обзор - Clarke, 1993). Однако такие проверки ограничиваются сравнительно простыми выборочными обследованиями или наименее сложным набором факторов (Clarke, 1993).

Последние успехи в использовании этих методов доказывают, что они могут стать важным инструментом в будущих оценках нарушений окружающей среды. Существует возможность сравнения степени нарушения (или состояния окружающей среды) различных участков, как это было сделано недавно (Warwick and Clarke, 1991). Протокол основан на использовании свойства биологической системы, характеризуемого тем, что различные таксоны сообществ реагируют на нарушения с разной чувствительностью, и это позволяет сравнивать сообщества для выявления последствий нарушений и воздействий (Warwick and Clarke, 1991). Сходство таксонов географически удаленных сообществ выше на более высоких таксономических уровнях. Для сравнения макробентических сообществ в нескольких нарушенных и ненарушенных местообитаниях виды были сгруппированы в большие таксоны (Warwick and Clarke, 1993), что определило градиент нарушенности местообитания. Последующие пробы можно будет сравнивать с этим градиентом для установления степени повреждения какого-то района (Warwick, 1993).

Разработаны также процедуры, позволяющие провести корреляцию физико-химических переменных - показателей состояния окружающей среды со структурами сообществ организмов. Причем в многомерной шкале оценок можно сравнивать графически физические и химические данные с аналогичными данными о фауне. Чтобы определить, какое сочетание абиотических данных обеспечивает наилучшую корреляцию с биотическими, проводят сравнение матриц подобия обоих наборов данных (Clarke and Ainsworth, 1993). Это было использовано (Clarke, 1993) для проверки взаимосвязи между физическими и химическими переменными в донном грунте с характером бентической макрофауны вокруг нефтяной установки подводного бурения. Новые разработки повышают потенциал данных методов.

В заключение отметим, что в работах, выполненных в последние годы с применением многомерного статистического анализа, утверждается, что нарушения морской окружающей среды можно легко обнаружить без сложных таксономических выкладок (Ferraro and Cole, 1990; Gray et al., 1990; Herman and Heip, 1988; Warwick, 1988a,b). Это важно, например, для экономии времени и средств на подробную идентификацию видов и является серьезным достижением в решении дилеммы, связанной с двумя проблемами - высокого разнообразия и неопределенности таксономического статуса видов во многих зараженных средах. Возможно, теперь внимание будет перенесено с ненужной таксономической строгости на увеличение количества повторных проб? В результате значительно повысится потенциал исследований по обнаружению нарушений окружающей среды.

6.4. Общие вопросы

Ниже следуют три общих вопроса, касающихся достоинств и недостатков различных аналитических методов, которые необходимо рассмотреть при планировании пробоотбора:

1. Насколько важны в измерениях оценки и понимание пространственно-временной изменчивости? В тех случаях, когда это важно и пространственно-временная изменчивость является сложной и/или широкомасштабной, решающее значение приобретают многомерные методы статистического анализа. Только они способствуют изучению комплексных программ пробоотбора и аналитических схем, пригодных для оценки или проверки значимости сложных структурированных данных (например, Underwood, 1991).
2. Насколько важно рассмотрение сложных наборов переменных и сопутствующих данных? Например, попытки выбрать один вид (или несколько видов) из видового разнообразия сообщества в качестве индикаторов изменения окружающей среды трудны и спорны (например, Underwood and Peterson, 1988). Поэтому одномерные подходы приемлемы в меньшей степени.
3. С какой точностью должна быть определена корреляция данных об организмах, физических и химических переменных окружающей среды? При наличии комплексных и коррелирующих данных наиболее четкие признаки, вероятно, могут быть получены с помощью исследований многомерных переменных (Clarke, 1993).

6.5. Проверка гипотез и определение возможностей мониторинга и оценки

Одной из ключевых особенностей экологической оценки, если таковая сочетается с определением потенциальных нарушений и некоторой оценкой вероятности риска, является возможность планирования программы пробоотбора, достаточно мощной для обнаружения прогнозируемых изменений, если они произойдут (Fairweather, 1991; Peterman, 1990). Конечно, это невозможно, если типы, масштабы и скорости потенциальных воздействий заранее неизвестны, но знание некоторых общих принципов может оказаться полезным.

Например, один из рисков для прибрежного рыболовства - это обогащение воды органическим веществом в результате строительства рыбозаводных ферм на водно-болотных угодьях в береговой зоне. Из литературных источников можно оценить (хотя и приблизительно) масштаб этих воздействий и концентрацию или градиент обогащения биогенами или заражения воды от запланированной фермы. Это определит границы и масштаб потенциального воздействия, скажем, на численность некоторых видов амфипод или полихет, что может быть использовано для выявления вредных воздействий (и прогнозов изменения численности промысловых видов рыбы). Знание биологии выбранных видов или простые предположения обеспечат исходную базу для предварительного определения репрезентативного уровня изменения численности. Другими словами, если 10%-ное изменение средней численности амфипод расценивается как серьезное, раннее предупреждение о будущих изменениях (возможно, необратимых), исследование необходимо спланировать таким образом, чтобы с достоверностью выявить это изменение. В случае его обнаружения рыбозаводную ферму следует закрыть, перепрофилировать и т.д., чтобы контролировать и снизить стресс.

Можно рассмотреть альтернативный вариант, когда под воздействием оказывается вся территория, и меры по устранению воздействия принимаются при 50%-ном изменении числа видов-мишеней. В этом случае программа исследований должна быть достаточно мощной, чтобы обнаружить такое изменение, но ее не следует использовать для выявления изменений меньших масштабов.

Вооружившись оценкой величины изменения *a priori*, которое необходимо обнаружить, легко подобрать соответствующий план пробоотбора, позволяющий сравнить потенциально подвергающийся воздействию район с набором пространственно повторенных контрольных районов. Или, если существует несколько ферм - сравнить подобные районы, на территории которых расположены фермы, с контрольными районами. Затем можно определить интенсивность пробоотбора, которая необходима для статистической выборки, адекватной по мощности конкурирующим гипотезам - 10%- и 50%-ному изменению (Cohen, 1977; Peterman, 1990).

Это позволит сэкономить средства, а также сосредоточить внимание, по возможности, на рассмотрении диапазона изменения переменных, в котором природная система, используемая или эксплуатируемая человеком, сохраняет устойчивость.

Кроме того, значительно упрощается обсуждение вопроса об ошибках первого и второго рода при статистической проверке гипотез. Ошибка первого рода (вероятность обнаружения изменения, когда оно не произошло) обычно лежит в основе планирования экологических наблюдений (об этом свидетельствует почти повсеместное использование значения вероятности $P=0,05$). Ошибка второго рода - вероятность неудачи в обнаружении изменения численности, когда оно произошло. Последнее гораздо серьезнее с точки зрения управления окружающей средой и ее охраны. "Принцип превентивности" для охраны окружающей среды предполагает: там, где это возможно, ошибки должны быть "в пользу" относительно ненарушенных систем (т.е. приемлема ошибка первого рода и недопустима ошибка второго рода).

Следует помнить, что между ошибками первого и второго рода существует взаимосвязь - снижение вероятности ошибки первого рода увеличит риск ошибки второго рода и наоборот.

Возможности (мощность) эксперимента или программы планирования пробоотбора - это вероятность обнаружения реального воздействия предварительно определенного размера, если оно существует (поэтому вероятность ошибки второго рода = 1). План исследования включает несколько составных частей, обеспечивающих его достаточную эффективность и надежность. Количество повторных выборок, действительная изменчивость изучаемой переменной и выбор вероятности ошибки первого рода (т.е. $P=0,05$ или какой-то другой величине) определяют возможности (мощность) эксперимента. Последним компонентом являются гипотетические масштабы эффекта (Winer, 1971; Underwood, 1981; Andrew and Mapstone, 1987). Таким образом, возвращаясь к примеру с рыбозаводными фермами, можно сказать следующее: если альтернативой отсутствию изменения является 50%-ное изменение, то мощность программы пробоотбора будет гораздо выше, чем если бы это же исследование проводилось в попытке обнаружить 10%-ное изменение переменной.

Иногда стремление разработать достаточно крупные программы пробоотбора для обнаружения возможного воздействия приводит к большим затратам времени и средств. Этого можно избежать путем увеличения вероятности ошибки первого рода, которая всегда повышает мощность программы. Эффект должен быть более вероятным, чтобы предположить существование нарушения окружающей среды, когда его нет. Это - та "полезная" ошибка с точки зрения охраны окружающей среды и управления ею (Fairweather, 1991). Таким образом, более сложные планы, если они сочетаются с глубоким осмыслением потенциальных рисков, возможных размеров вызванных изменений и соответствующих биологических условий, не обязательно должны быть дорогостоящими или требовать больших затрат времени.

Наконец, планы типа "за пределами ВАСИ" необязательно сопряжены с крупными усилиями или ресурсами для отбора проб. Они, вероятно, могут быть эффективно разработаны за счет перераспределения видов пробоотбора в большинстве традиционных схем исследований.

7. Управление

Очень важно, чтобы любая программа мониторинга или исследования четко вписывалась в рамки соответствующей системы интерпретации данных и в практику управления, улучшения и восстановления окружающей среды, поэтому вопросы управления требуют специального рассмотрения.

Первое: по возможности, риск и характер вероятных экспозиций должны учитываться в контексте предложенных конкретных гипотез. Так, угроза биологических эффектов от химического заражения в результате удаления осадка сточных вод в прибрежной зоне "ведет" к специфическим гипотезам о степени отличия выбранных индикаторов от индикаторов в контрольных или эталонных районах. До начала выполнения любой полевой программы необходимо оценить пространственно-временные масштабы воздействий.

Поэтому следует сосредоточить усилия на специфических показателях с целью оптимизации программ отбора проб для того, чтобы установить, произошло ли предполагаемое воздействие.

Формальный предварительный учет количественных аспектов биологических эффектов воздействий значительно упростит планирование пробоотбора, в том числе и мощности программы, адекватной масштабам и величине потенциального эффекта (см. раздел 6). "Предварительная работа" позволяет наметить вероятные управленческие действия на случай выявления прогнозируемого воздействия. Тщательное предварительное рассмотрение альтернативных стратегий управления дает возможность включить в программу исследований оценку данных, необходимых для осуществления соответствующих мероприятий.

Однако управленческие решения основываются не только на информации, выраженной в классических статистических показателях, но имеют более широкий набор неопределенностей по сравнению с теми, которые учитываются при обычном планировании выборки индикаторов или измеряемых реакций на стресс. На уровне управления необходимо оценить соотношения между данными о биологических, технических, социально-экономических и культурных условиях, включая недостаточно выявленные или противоречивые общественные цели. Таким образом, более широкий диапазон неопределенностей и необходимость уменьшить главные из них могут повлиять на выбор индикаторов и реакций на стресс, которые предстоит изучить по программе, предназначенной для предоставления информации о состоянии морской окружающей среды. Например, содержание в организме в целом специфических загрязняющих веществ не дает достаточной информации о состоянии системы, но может представлять интерес для управления риском здоровью человека. В этой связи на первом и втором этапах (определение проблемы и ее характеристика) очень важны тесные контакты ученых с административными органами.

Подобные контакты быстро расширяются, поэтому необходима эффективная связь между учеными и органами управления, чтобы применять научные данные в природоохранной деятельности, целенаправленно использовать научные методики в районах, представляющих главный интерес для управления, и эффективно внедрять новые разработки в основных районах исследований.

На практике это означает, что необходимо точно определять механизмы, лежащие в основе выбора управленческих действий и прогноза реакции системы на них. Например, когда принимаются решения ввести более строгий контроль, они основываются на гипотезе, что это снизит уровень загрязнения и ослабит некоторые биологические реакции в системе. Такое предположение может быть проверено прямым исследованием (экспериментальной проверкой гипотезы), которое проводится для оценки управленческих решений.

В более сложных случаях потребуется ряд исследований. Научная оценка принятия решения по окружающей среде является определяющей для проверки правильности выбора реакций на экологическое нарушение, вызвавшее ответные действия. Очевидно, что исследование в целях управления должно проводиться тогда, когда решение НЕ привело к прогнозируемой реакции биологической системы. В этом случае необходимо срочное исследование для определения совершенных ошибок.

Таким образом, требуется изучение самого процесса управления (Как принимались решения? Не были ли неправильно истолкованы данные? Как выбирались основные модели?) (см. также Walters, 1986). Это - не традиционная область исследования, многие управленческие решения по борьбе с экологическими нарушениями не оценивались (Buckley, 1991). Сбор качественных данных и применение хорошо проверенных и соответствующих методик не улучшат состояния окружающей среды, если они не могут быть использованы при принятии эффективных решений.

8. Осуществление стратегии

Как представлено в данном отчете, предлагаемая стратегия оценки состояния морской экосистемы с ее набором биомаркеров и других индикаторов стресса готова к применению. Идеальным местом для этой цели является Юго-Восточная Азия, выбор которой определяется рядом веских причин. Полагают, что данный регион расположен в центре глобального биоразнообразия видов, населяющих коралловые рифы, мангровые леса, морские луга и донные местообитания. В то же время такому огромному скоплению живых ресурсов угрожает беспрецедентный рост численности населения и сопутствующие ему воздействия на морскую окружающую среду в результате социально-экономической деятельности. Это - регион интенсивного промышленного развития, мощной предпосылкой для которого является предполагаемое существование больших запасов нефти в районе Южно-Китайского моря. Через воды региона проходят важные линии морских перевозок между Европой, Средним Востоком и Японией.

Южно-Китайское море - центр исследования обширных морских экосистем (LME's, Sherman, 1993), и их изучение может, таким образом, проводиться в различных масштабах - от очень мелкого (отдельные местообитания внутри стран) до морской экосистемы в целом.

В таких странах - членах АСЕАН как Бруней-Даруссалам, Индонезия, Малайзия, Филиппины, Сингапур и Таиланд уже существует сравнительно хорошо организованная научная инфраструктура. Потенциал других стран региона, в частности, Вьетнама и Камбоджи еще предстоит оценить. Таким образом, главной задачей программы оценки состояния морских экосистем будет создание мощной научно-технической базы, где это необходимо. Регион стран АСЕАН является объектом интереса и деятельности Международной геосферно-биосферной программы (и особенно, программы "Взаимодействия суши и океана в прибрежно-морской зоне" или программы LOICZ), Программы ЮНЕП и Глобального фонда по окружающей среде (GEF) "Региональные моря", других международных и региональных организаций.

С целью реализации предложенной стратегии оценки состояния морских экосистем следует рассмотреть и другие регионы мира при условии, что они имеют глобальное значение, а результаты программ мониторинга найдут универсальное применение.

9. Потребности создания научно-технической базы и обучения

Для осуществления данной стратегии потребуется подготовка персонала и передача технологий в области исследований окружающей среды. Большинство применяемых методик новы и находятся в стадии разработки, некоторые из них очень сложны. Присущая многим биологическим показателям изменчивость требует более пристального внимания к сложным проблемам планирования пробоотбора и эксперимента.

Поэтому рекомендуется проводить учебные программы под эгидой соответствующих организаций ООН, таких как МОК/ЮНЕП/ИМО (программа GIMPE) по следующим направлениям: специальные методики, общие аспекты планирования эксперимента и статистического анализа данных, общие методы принятия решений по надлежащему выбору индикаторов экологического стресса и управлению научными программами в области экологических исследований.

Необходимо использовать различные подходы, включая рабочие семинары по специальным темам, консультации соответствующих экспертов и организацию официальных центров обучения и менее официальных консультативных экспертных сетей. Если эти мероприятия не будут должным образом организованы и субсидированы, деятельность по улучшению качества обнаружения, предотвращения и устранения нарушений морской окружающей среды не имеет перспектив.

10. Литература

- Addison, R.F. & Clarke K.R. 1990. The IOC/GEEP Bermuda Workshop. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 138, pp. 1-8.
- Anderson, S. & Norberg, T.J. 1991. Editorial: Precision of short-term chronic toxicity tests in the real world. *Env. Toxicol. Chem.* Vol. 10, pp. 143-145.
- Andrew, N.L. and B.D. Mapstone, 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Ann. Rev. Oceanog. Mar. Biol.* 25: 39-90.
- ASTM. American Society for Testing and Materials. 1993. ASTM standards on aquatic toxicology and hazard evaluation. ASTM, Philadelphia, PA. 538p.
- Baden, S. P., Loo, L-O, Pihl, L. and Rosenberg, R. 1990. Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. *Ambio* 19: 113-122.
- Bayne, B.L., Clarke, K.R. & Gray J.S. 1988. Biological effects of pollutants. Results of a practical workshop. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* Vol. 46, pp. 1-278.
- Begon, M., Harper, J.R. & Townsend, C.R. 1990. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell, Oxford.
- Bender, E.A. Case, J.T. and Gilpin, M.E. 1984. Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. *Ecology*, Vol. 65, pp. 1 - 113.
- Bernstein, B.B. and J. Zalinski, 1983. An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *J. Environ. Manage.*, Vol. 16, pp. 335-43.
- Beukema, J.J. 1988. An evaluation of the ABC method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthos communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Mar. Biol.* Vol. 99, pp. 425-433.
- Blaise, C., G. Sergy, P.G. Wells, N. Bermingham and R. Van Coillie. 1988. Biological testing -development, application and trends in Canadian Environmental Protection laboratories. *Toxicity Assessment* 3:385-406.
- Bray, J.R. and J.T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, Vol. 27, pp. 325-349.
- Buckley, R., 1991. Auditing the precision and accuracy of environmental impact predictions in Australia. *Environ. Monit. Assess.*, Vol. 18, pp. 1-24.
- Butler, R., Chapman, P.M., van den Hurk, P., Roddie, B., & Thain, J.E. 1992. A comparison of North American and West European oyster embryo-larval toxicity tests on North Sea sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* Vol. 91, pp. 245-251.
- Calow, P. 1989. Proximate and ultimate responses to stress in biological systems. *Biol. J. Linn. Soc.* Vol. 37, pp. 173-181.
- Capuzzo, J M. 1988. Physiological effects of a pollution gradient-introduction. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* Vol. 46, pp. 111.
- Chapman, P.M., Swartz, R.C., Roddie, B., Phelps, H.L., van den Hurk, P. and Butler, R. 1992. An international comparison of sediment toxicity tests in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91: 253-264.

- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, Vol. 18, pp. 117-143.
- Clarke, K.R. and M. Ainsworth, 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 92, pp. 221-232.
- Clarke, K.R. and R.H. Green, 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 46, pp. 213-226.
- Cohen, J. 1977. *Statistical power analysis for the behavioural sciences*. Academic Press, New York.
- Connell, J.H. and W.P. Sousa, 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.*, Vol. 121, pp. 789-824.
- Constanza, R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. In R. Constanza, B.G. Norton, & B.D. Haskell (eds.) *Ecosystem Health*, Island Press, Washington, D.C. pp. 239-256.
- Council of the European Communities, 1991. Council directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. No. 1 135/40.
- DeWitt, T.H., Ditsworth, G.R. & Swartz, R.C. 1988. Effects of natural sediment features on survival of the phoxocephalid amphipod, *Rhepoxinus abronius*. *Mar. Environ. Res.* Vol. 25, pp. 99-124.
- Fairweather, P.G. 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, Vol. 42, pp. 555-568.
- Faith, D.P., P.R. Minchin and L. Belbin, 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, Vol. 69, pp. 57-68.
- Ferraro, S.P. and F.A. Cole, 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 67, pp. 251-262.
- Field, J.G. 1969. The use of the information statistic in the numerical classification of heterogeneous systems. *J. Ecol.*, Vol. 57, pp. 565-569.
- Field, J.G., K.R. Clarke and R.M. Warwick, 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 8, pp. 37-52.
- GESAMP 1991. *Global Strategies for Marine Environmental Protection*. GESAMP Reports and Studies 45: 1-36, IMO, London.
- GESAMP 1992. *Global Strategies for Marine Environmental Protection*. Can there be a common framework for managing radioactive and non-radioactive substances to protect the marine environment? GESAMP Reports and Studies No. 45 Addendum 1. IMO, London.
- Gray, J.S. 1992. Eutrophication in the sea. In *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. Proc. 25th European Mar. Biol. Symp. Ed G. Columbo. Olsen and Olsen, Denmark pp. 3-15.
- Gray, J.S., M. Aschan, M.R. Carr, K.R. Clarke, R.H. Green, T.H. Pearson, R. Rosenberg and R.M. Warwick, 1988. Analysis of community attributes of the

- benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 46, pp. 151-165.
- Gray, J.S. and H. Christie, 1983. Predicting long-term changes in marine benthic communities. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 13, pp. 87-94.
- Gray, J.S., K.R. Clarke, R.M. Warwick and G. Hobbs, 1990. Detection of the initial effects of pollution on marine benthos: an example from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 66, pp. 285-299.
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. Wiley, Chichester.
- Green, R.H. 1980. Multivariate approaches in ecology: The assessment of ecological similarity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, Vol. 11, pp. 1-14.
- Green, R.H. 1993. Application of repeated measures designs in environmental impact and monitoring studies. *Aust. J. Ecol.*, Vol. 18, pp. 81-98.
- Hardy, J., and H. Gucinski, 1989. Stratospheric ozone depletion: implication for marine ecosystems. *Oceanography*, Vol. 2, pp. 18-21.
- Hardy, J.T. and Cleary, J. 1992. Surface microlayer contamination and toxicity in the German Bight. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 203-210.
- Herman, P.M. J. and C. Heip, 1988. On the use of meiofauna in ecological monitoring: Who needs taxonomy? *Mar. Poll. Bull.*, Vol. 19, pp. 665-668.
- Hilborn, R. and C.J. Walters, 1981. Pitfalls of environmental baseline and process studies. *Environ. Impact Assess. Rev.*, Vol. 2, pp. 265-278.
- Hinton, D.E. and Lauren, D.J. 1992. Liver structural alterations accompanying chronic toxicity in fishes: potential biomarkers of exposure. In *Biomarkers of Environmental Contamination*, (Eds., J.F. McCarthy and L.K. Shugart), pp. 17-57. Lewis-CRC, Boca Raton, FL.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, Vol. 4, pp. 1-23.
- Howells, G., D. Calamari, J.S. Gray and P.G. Wells. 1990. An analytical approach to assessment of long-term effects of low levels of contaminants in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, Vol. 21, pp. 371-375.
- Huggett, R.J., Kimerle, R.A., Mehrle, P.M. and Bergman, H.L. 1992. *Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Lewis Publishers Inc., Boca Raton, Florida.
- Juinio, M.A.R. 1987. Some aspects of the reproduction of *Panulirus penicillatus* (Decapoda: Palinuridae). *Bull. Mar. Sci.*, Vol. 41, pp. 242-252.
- Karbe, L. 1992. Toxicity of surface microlayer, subsurface water and sediment-elutriates from the German bight: summary and conclusions. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 197-201.
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U and Waren M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 28, pp. 1-8.

- Knezovich, J.P. & Harrison, F.L. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: a review. *Water, Air, Soil, Pollut.*, Vol. 32, pp. 233-245.
- Koehn, R.K. & Bayne, B.L. (1989). Towards a physiological and genetical understanding of the energetics of the stress response. *Biol. J. Linn. Soc.*, Vol. 37, pp. 157-171.
- Kruskal, J.B. and M. Wish, 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverly Hills, California.
- Levin, S.A. 1993. Concepts of scale at the local level. In J.R. Ehleringer & C.B. Field (eds.). *Scaling physiological processes: leaf to globe*. Academic Press, New York. pp. 7-19.
- McCarty, L.S. and D. Mackay, 1993. Enhancing ecotoxicological modelling and assessment: body residues and modes of toxic action. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 27(9), pp. 1719-1728.
- McCarthy, J.F. and Shugart, L.R. 1990. *Biological Markers of environmental contamination*. Lewis Publishers Inc., Boca Raton, Florida.
- McFadzen, I.R.B. 1992. Growth and survival of cryopreserved oyster larvae and clam larvae along a pollution gradient in the German Bight. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 215-220.
- Mardia, K.V., J.T. Kent and J.M. Bibby, 1979. *Multivariate analysis*. Academic Press, London.
- Milliman, J.D. 1992. Management of the coastal zone: impact on onshore activities on the coastal zone. In Hsü, K.J. and Thiede, J. 1992 *Use and Misuse of the seafloor*. Wiley, New York: 213-227.
- Moore, M.N. 1990. Lysosomal cytochemistry in marine environmental monitoring. *Histochem. J.* Vol. 22, pp. 187 - 191.
- Moore, M.N. and Simpson, M.G. 1992. Molecular and cellular pathology in environmental impact assessment. *Aquatic Toxicol.* Vol. 22, pp. 313 - 322.
- Moore, M.N., Köhler, A., Lowe, D.M. and Simpson, M.G. 1994. An integrated approach to cellular biomarkers in fish. In: *Non-destructive Biomarkers in Vertebrates*. (Eds. M.C. Fossi, and C. Leonzio), pp. 171 - 197. Lewis/CRC, Boca Raton.
- Oliva, D. and J.C. Castilla. 1986. The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurella crassa* and *F. limbata* on the coast of central Chile. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, Vol. 7, pp. 201-217.
- Olsgard, F. & Hasle, J.R. 1993. Impact of waste from titanium mining on benthic fauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 172, pp. 185-213.
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. mar. Biol. A. Rev.*, Vol. 16, pp. 229-311.
- Peakall, D.B. & Shugart, L.R. (eds) 1993. *Biomarkers: research and application in the assessment of environmental health*. NATO ASI Series H: 68. Springer-Verlag, Heidelberg.

- Persoone, G., E. Jaspers and C. Claus, 1984. *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*. Vols. I and II. State University of Ghent, Ghent, Belgium, and Inst. Mar. Scient. Res., Breden, Belgium.
- Peterman, R.M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 47, pp. 2-15.
- Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. Wiley, New York.
- Rand, G.M. ed. 1985. *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Hemisphere, New York.
- Rand, G.M., P.G. Wells and L.S. McCarty. In press 1994. Chapter One. Introduction to Aquatic Toxicology. In *Fundamentals of Aquatic Toxicology II*. G. M. Rand, ed. Taylor and Francis, Bristol, P.A.
- Regan, J.D., Carrier, W.L., Gucinski, H., Olla, B.L. Yoshida, H., Fujimura, R.K. and Wicklund, R.I. 1992. DNA as a solar dosimeter in the ocean. *Photochem. photobiol.*, Vol. 56, pp. 35-42.
- Ricklefs, R.E. 1990. Scaling pattern and process in marine ecosystems. In K. Sherman, L.M. Alexander & B.D. Gold (eds.) *Large marine ecosystems: patterns, processes and yields*. AAS, Washington D.C. pp. 169-178.
- Scheibling, R.E. & P.V. Mladenov, 1987. The decline of the sea urchin, *Tripneustes ventricosus*, fishery of Barbados: a survey of fishermen and consumers. *Marine Fisheries Review*, Vol. 49, pp. 62-69.
- Sfriso, A., Marcomini, A., and Pavoni, B. 1987. Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice Lagoon. *Mar. Env. Res.*, Vol. 22, pp. 297-312.
- Sherman, K. 1993. Large marine ecosystems as global units for marine resource management - an ecological perspective. In K. Sherman, L.M. Alexander & B.D. Gold (eds.) *Large marine ecosystems: patterns, processes and yields*. AAS, Washington D.C. pp. 3-14.
- Sloan, N.A., C.P. Lauridsen and R.M. Harbo, 1987. Recruitment characteristics of the commercially harvested red sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus* in southern British Columbia, Canada. *Fisheries Research*, Vol. 5, pp. 55-69.
- Smith, S.V., Kimmerer, W.J., Lewis, E.A., Brock, R.E. & Walsh, T.W. 1981. Kanehoe Bay sewage diversion experiment: perspectives on ecosystem responses to nutritional perturbation. *Pacific Sci.*, Vol. 35, pp. 279-395.
- Stebbing, A.R.D., Dethlefsen, V. and Carr, M. 1992. Biological Effects of Contaminants in the North Sea: Results of the ICES/IOC Brremerhaven Workshop. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 1-361.
- Stewart-Oaten, A., W.M. Murdoch and K.R. Parker, 1986. Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology*, Vol. 67, pp. 929-940.
- Suter, II, G.W. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 12 pp. 1533-1539.

- Sutherland, J.P., 1990. Perturbations, resistance, and alternate views on the existence of multiple stable points in nature. *Am. Nat.*, Vol. 136, pp. 270-275.
- Swartz, R.C., Ditsworth, G.R., Schults, D.W. & Lambertson, J.O. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: cadmium and its interaction with sewage sludge. *Mar. Env. Res.*, Vol. 18, pp. 133-153.
- Ter Braak, C.F. J., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, Vol. 67, pp. 1167-1179.
- Thain, J. 1992. Use of the oyster *Crassostrea gigas* embryo bioassay on water and sediment elutriate samples from the German bight. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 211-213.
- Underwood, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Ann. Rev. Oceanogr. Mar. Biol.*, Vol. 19, pp. 513-605.
- Underwood, A.J. 1989. The analysis of stress in natural populations. *Biol. J. Linn. Soc.*, Vol. 37, pp. 51-78.
- Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.*, Vol. 42, pp. 569-587.
- Underwood, A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impact on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 161, pp. 145-178.
- Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.*, Vol. 18, pp. 99 - 116.
- Underwood, A.J. 1994. Spatial and temporal problems with monitoring. In: *Rivers Handbook. Volume 2*, edited by P. Calow and G.E. Petts, Blackwell Scientific Publications, London, In press.
- Underwood, A.J. and C.H. Peterson. 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 46, pp. 227-234.
- Vethaak, A.D., Bucke, D., Lang, T., Wester, P.W., Jol, J. & Carr, M. 1992. Fish disease monitoring along a pollution transect: a case study using dab *Limanda limanda* in the German Bight. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 91, pp. 173-192.
- Walters, C.J. 1986. *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan, London.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, Vol. 92 pp. 557-562.
- Warwick, R.M. 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Vol. 46, pp. 167-170.
- Warwick, R.M. 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Mar. Poll. Bull.*, Vol. 19, pp. 259-268.

