

ТРЕБОВАНИЯ И ПОДХОДЫ К РАЗРАБОТКЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ИНДИКАТОРОВ И ПРОВЕДЕНИЮ ИНТЕГРИРОВАННОГО АНАЛИЗА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ: ОБЗОР

К.А. Подгорный

*ФГБНУ «АтлантНИРО», г. Калининград
kapborok@mail.ru*

Подгорный К.А. Требования и подходы к разработке биологических индикаторов и проведению интегрированного анализа состояния водных экосистем: обзор // Труды АтлантНИРО. 2017. Новая серия. Том 1, № 4. Калининград: АтлантНИРО. С. 5–45.

Исследования, которые связаны с комплексным изучением многолетней динамики развития экосистем и возможностью управления рыбным промыслом, важны для практической реализации основополагающих принципов экосистемного подхода. В настоящее время для решения многих экологических задач применяют методы интегрированного анализа состояния водных экосистем. Данные методы обеспечивают всесторонний анализ экосистемных процессов на разных пространственно-временных масштабах. Биологические индикаторы состояния играют ключевую роль в понимании экологических процессов, оценке и управлении экосистемами. Разработка и внедрение в практику некоторой системы интегральных и сравнительно легко измеряемых параметров являются актуальными задачами. На сегодняшний день четкая и ясная методология проведения интегрированного анализа отсутствует. Большинство эмпирических исследований либо оценивают пространственно-временные тенденции изменений индикаторов и их пригодность для анализа изменений в экосистемах, либо исследуют реакцию индикаторов на внешние воздействия и то, как это может быть связано с целями и задачами управления. В данной работе проведен обзор имеющейся литературы по различным методическим вопросам разработки биологических индикаторов и применения интегрированного анализа состояния водных экосистем. Этот обзор позволит разработать ряд новых и практически важных методик. С их помощью в дальнейшем будет выполнен всесторонний интегрированный анализ экологических процессов, в частности в Вислинском (Калининградском) и Куршском заливах Балтийского моря на основе тех исследований, которые проводятся в ФГБНУ «АтлантНИРО». Такой анализ является важной составной частью тех работ, которые выполняются разными странами под эгидой ICES в рамках изучения состояния кормовой базы, водных биологических ресурсов экосистемы Балтийского моря и долговременных тенденций их изменения.

Ключевые слова: водные экосистемы, биологические индикаторы, интегрированный анализ, математическое моделирование, режимный сдвиг

Podgorniy K.A. Requirements and approaches for developing biological indicators and performing an integrated analysis of aquatic ecosystems state: an overview// Trudy AtlantNIRO. 2017. New series. Vol. 1, № 4. Kaliningrad: AtlantNIRO. P. 5–45.

Investigations which are associated with a comprehensive study of the long-term dynamics of ecosystem development and the possibility to manage fisheries are important for the practical implementation of the fundamental principles of the ecosystem approach. At present, methods of integrated analysis of aquatic ecosystems state are used to solve many ecological challenges. These methods provide a comprehensive analysis of ecosystem processes at different spatial-temporal scales. Biological state indicators play a key role in understanding environmental processes, in

assessing and managing ecosystems. The development and implementation of a system of integral and relatively easy-to-measure parameters into practice are the crucial tasks. To date, there is no clear methodology for performing integrated analysis. The most of empirical studies either assess the spatial-temporal trends in indicator changes and their suitability for analyzing changes in ecosystems, or examine the response of indicators to external influences and how this can be related to the goals and objectives of management. In this paper, a review of the available literature on various methodological issues of the development of biological indicators and the application of integrated analysis of aquatic ecosystems state is conducted. This review will allow developing a number of new and practically important methods. With their help, a comprehensive integrated analysis of environmental processes will be carried out in the future, particularly in the Vistula (Kaliningrad) and Curonian Lagoons of the Baltic Sea on the basis of those studies conducted in FSBSI «AtlantNIRO». Such an analysis is an important part of the work carried out by different countries under the aegis of ICES in the framework of study of the state forage base, aquatic biological resources of the Baltic Sea ecosystem and long-term trends of their change.

Key words: aquatic ecosystems, biological indicators, integrated analysis, mathematical modeling, regime shift

Введение

Исследования, которые связаны с комплексным изучением многолетней динамики развития экосистем, имеют решающее значение для практической реализации основополагающих принципов экосистемного подхода. Они важны для решения задач управления, развития и научного обоснования адаптивных стратегий управления, обеспечения рационального и устойчивого использования морских биологических ресурсов. Такие исследования имеют решающее значение также и для поддержки интегрированных оценок состояния экосистем, как этого требуют международные законодательные акты и директивы – план действий по Балтийскому морю (ХЕЛКОМ, 2007 г.) и стратегия морской водной рамочной директивы (Европейская комиссия, 2008 г.) [Olsson et al., 2015].

В настоящее время общепризнанным считается положение о том, что управление рыбным промыслом на основе экосистемного подхода должно стать основополагающим подходом при разработке мер, связанных с использованием водных биологических ресурсов [Bundy et al., 2017; Large et al., 2013; Möllmann et al., 2014; Walther, Möllmann, 2014]. Однако отсутствие между европейскими и другими странами согласованной стратегии в решении вопроса о том, как именно на практике реализовать концепцию экосистемного подхода при организации рыбного промысла, приводит к тому, что до сих пор экосистемный подход пока что остается скорее декларацией, нежели программой конкретных действий по рациональному использованию рыбных ресурсов.

В последние годы одной из таких стратегий становится подход на основе интегрированного анализа (ИА) состояния водных экосистем. ИА представляет собой междисциплинарный процесс объединения, интерпретации и передачи знаний, полученных специалистами разных научных дисциплин. При этом такое – системное – рассмотрение проблем обеспечивает синтез данных, подходов и методов, которые используют специалисты разных исследовательских групп в разных странах, способствует взаимодействию между всеми заинтересованными сторонами (учеными, представителями бизнеса, экономистами, управленческими структурами разного уровня, общественными организациями) [Levin et al., 2014; Möllmann et al., 2014; Walther, Möllmann, 2014]. Все это потенциально дает качественно новое видение проблем, обеспечивает всесторонний анализ экосистемных процессов на разных пространственно-временных масштабах и предоставляет полезную информацию лицам, принимающим решения.

Концепция интегрированного анализа состояния водных экосистем возникла и развивается параллельно и в ответ на внедрение концепции экосистемного подхода к решению за-

дач рыболовства и управления водными биоресурсами [Coll et al., 2016; Large et al., 2013; Walther, Möllmann, 2014]. Однако практическая реализация этих концепций сталкивается с множеством трудностей – как понятийных, так и методологических.

Можно выделить следующие ключевые понятийные проблемы [Dickey-Collas, 2014]:

- каким образом можно включить в интегрированный анализ не только природные, но также и социально-экономические, гуманитарные и т.п. факторы и переменные (то, что принято называть *the human dimension*);

- признание того, что любая водная экосистема является открытой, нелинейной динамической системой, текущее состояние которой необходимо непрерывно контролировать. Связи между компонентами системы, а также между ними и потенциальными ответами экосистемы на воздействия, связанные с попытками управления ее состоянием, являются принципиально нелинейными. Поэтому те подходы, которые предполагают, что в будущем экосистема будет вести себя так же, как и в прошлом, должны быть оспорены и пересмотрены;

- принципиальным требованием интегрированного анализа является требование поиска «оперативных целей». Эти цели могут быть разными в зависимости от текущего состояния экосистемы, возникающих проблем, а также задач, которые связаны с поиском наиболее оптимального управленческого решения в условиях неполноты информации и разных видов неопределенностей;

- проведение работ по сбору данных и их первичной обработке само по себе имеет мало смысла. Необходим их синтез, построение моделей разного уровня сложности и назначения, проверка идей, гипотез и концепций. Только на этой основе можно получать новые знания об изучаемых экосистемах;

- проведение интегрированного анализа представляет собой итеративный процесс, который необходимо повторять снова и снова в зависимости от изменения стратегии управления, получения новых данных и знаний, государственных и экономических приоритетов.

Индикаторы состояния водных экосистем играют ключевую роль в понимании, оценке и управлении экосистемами. Именно поэтому этим – во многом комплексным, интегрированным показателям в последнее время уделяется самое пристальное внимание. С их помощью могут быть разрешены многие проблемы реализации экосистемного подхода и решения задач по рациональному использованию водных биологических ресурсов [Bundy et al., 2017]. Использование индикаторов важно как для мониторинга, так и для оценки экосистем на различных пространственных масштабах, включая морские особо охраняемые районы.

Разработка и внедрение в практику некоторой системы интегральных и сравнительно легко измеряемых параметров (показателей), которые давали бы возможность количественно оценивать текущее состояние водной экосистемы и его зависимость от того или иного внешнего воздействия, по-прежнему являются весьма актуальными задачами. За последние десятилетия было предложено уже много таких показателей (например, видовое богатство, различные структурные индексы, соотношение между биомассой и продукцией, отношение продукции к затратам на дыхание, наличие или отсутствие индикаторных видов и многие другие). Однако с их практическим применением возникло немало методологических проблем и трудностей. Среди наиболее важных методологических проблем можно отметить следующие [Мокрый, Зилов, 2006]:

- не существует универсальных показателей, которые можно было бы использовать для всех типов водных экосистем. К каждой экосистеме во многих случаях следует подходить индивидуально, учитывая при этом ее конкретные структурно-функциональные особенности. Это нужно делать потому, что естественная изменчивость той или иной экосистемы зависит от труднообозримого числа факторов. Следует иметь в виду и то, что границы изменчивости каждого параметра состояния экосистемы также индивидуальны;

- при изменении условий текущее состояние экосистемы в значительной степени меняется. Это значит, что система показателей состояния экосистемы должна быть в высокой степени динамичной и работать в широких диапазонах изменчивости как внешних факторов, так и самой экосистемы;

– при выборе системы показателей существует некоторый «субъективизм», когда практически каждый исследователь выбирает тот или иной показатель в зависимости от своего опыта, интуиции, вкуса и предпочтений, которые зачастую не имеют надежного научного и биологического обоснований.

На сегодняшний день четкая и ясная методология проведения ИА отсутствует. Поэтому первостепенная задача данной работы состояла в обзоре имеющейся литературы по различным методическим вопросам разработки биологических индикаторов и применения интегрированного анализа состояния водных экосистем. Этот обзор позволит разработать ряд новых практических методик. С их помощью в дальнейшем будет выполнен всесторонний интегрированный анализ экологических процессов, в частности в Вислинском (Калининградском) и Куршском заливах Балтийского моря на основе исследований, которые проводятся различными структурными подразделениями ФГБНУ «АтлантНИРО». Такой анализ является важной составной частью тех работ, которые выполняются разными странами под эгидой ICES в рамках изучения состояния кормовой базы, водных биологических ресурсов экосистемы Балтийского моря и долговременных тенденций их изменения.

1. Основные причины, которые приводят к ограничениям предсказуемости состояния водных экосистем

Теоретическая разработка, практическое выполнение процедур интегрированного анализа состояния водных экосистем, интерпретация получаемых результатов должны опираться на знание ряда фундаментальных свойств, которые присущи всем природным системам. В идеале ИА необходимо применять не только для исследования процессов в прошлом, но также и для разработки прогнозов развития экосистем и соответствующих адаптивных стратегий управления. В связи с этим следует помнить о том, что независимо от степени сложности выбранной структуры статистических и математических моделей существуют объективные причины, которые обуславливают пределы предсказуемости и качество прогнозов будущих состояний морских экосистем [Planque, 2016]. Наиболее важными причинами являются:

- принципиальная стохастичность пространственно-временных проявлений природных процессов;
- существование так называемого «детерминированного хаоса»;
- невыполнение принципа (гипотезы) эргодичности для природных систем;
- возможность возникновения режимных сдвигов в состоянии экосистем;
- чрезвычайно высокая размерность природных систем и широкий диапазон пространственно-временных масштабов, на которых они функционируют.

Рассмотрим каждую из перечисленных причин подробнее.

Стохастичность (случайность) определяет непредсказуемость некоторых событий, процессов или явлений. При этом остается открытым вопрос о том, является ли случайность отличительной, внутренне присущей особенностью самих природных процессов или же просто результатом нашей неспособности точно наблюдать и моделировать механизмы этих процессов.

Детерминированный хаос может иметь место в нелинейных детерминированных (не стохастических) системах, в которых имеются как устойчивые, так и неустойчивые особые точки, а также предельные циклы [Medvinsky et al., 2013; Medvinsky et al., 2015; Medvinsky et al., 2017]. Для таких систем характерно наличие зависимости динамического поведения всех их компонентов от начальных условий и существование временного горизонта предсказуемости событий и процессов. Прогнозирование состояния системы возможно только в пределах временного горизонта предсказуемости. Оно зависит от степени чувствительности к начальным условиям, а также от того, насколько точно начальное состояние может быть измерено. Исходные состояния морских экосистем, задание которых необходимо для выполнения расчетов в сложных экосистемных моделях, обычно известны с низкой точностью из-за при-

сущих трудностей в получении данных наблюдений. Прогнозы с допустимыми уровнями точности могут быть сделаны только на короткие временные горизонты предсказуемости, в то время как в более долгосрочной перспективе неопределенности могут быть такими же большими, как и хаотический аттрактор моделируемой системы.

Рядом исследователей выдвинуто предположение о том, что многие природные системы (и водные экосистемы в том числе), по всей видимости, можно рассматривать как самоорганизованные критические системы [Jørgensen et al., 1998; Milne, 1998]. Такой взгляд на экосистемы объединяет в себе две важные идеи: концепцию организованной критичности с концепцией самоорганизации, основанной на рассмотрении открытых неравновесных систем и изучении системы иерархии механизмов обратных связей. Предполагается, что экосистемы функционируют в состоянии динамического равновесия на границе хаоса. Скорости процессов в таких системах сбалансированы таким образом, чтобы наиболее оптимально использовать доступные ресурсы. И в то же время даже незначительный дисбаланс в параметрах и скоростях может приводить на отдельных промежутках времени к хаотическому поведению и перестройке всей системы в целом или отдельных ее компонентов.

Экология имеет дело с принципиально нередуцируемыми иерархическими системами [Азовский, 2001; Бурковский, 2006; Jørgensen, 1999]. Иерархичность системы выражается в том, что каждый ее элемент (функциональная единица) также представляет собой систему, а сама она, в свою очередь, является элементом системы более высокого уровня организации. При этом такие системы являются открытыми, то есть функциональные единицы как одного, так и разных уровней связаны потоками энергии, вещества и информации [Азовский, 2001; Алимов, 2001; Бурковский, 2006]. Таким образом, можно говорить не только об иерархии структур, но и об иерархии протекающих в них процессов [Allen, Starr, 1982; King, 1997; Kolasa, Pickett, 1989]. Вопрос о выделении самих функциональных единиц (подсистем) не является таким уж простым и при разработке математических моделей каждым исследователем решается по-разному.

Невыполнение гипотезы эргодичности для природных систем. Модели экосистем, которые в качестве основы используют данные прошлых наблюдений, предполагают выполнение принципа (гипотезы) эргодичности. Важной особенностью эргодичных случайных процессов является то, что при вычислении их характеристик возможна замена осреднения по множеству реализаций осреднением по времени одной достаточно длительной реализации. Выполняется ли этот принцип для природных систем или нет, на практике установить трудно. Это сложно проверить потому, что для вычисления вероятности наступления тех или иных событий необходимо несколько их повторений. Однако (как правило, всегда) в любой экосистеме преобладают уникальные события с уникальной пространственно-временной динамикой процессов. Отсутствие эргодичности является проблемой для многих математических моделей водных экосистем, поскольку в этом случае способность моделей воспроизводить прошлую динамику мало что говорит об их способности прогнозировать будущую динамику системы.

Неспособность многих моделей моделировать резкие, катастрофические изменения («режимные сдвиги») в состоянии экосистемы. Наблюдения, теоретические построения и моделирование могут быть использованы для восстановления и воспроизведения уже произошедших катастрофических событий или «режимных сдвигов» в водных экосистемах. Но такие реконструкции предоставляют немного возможностей для прогнозирования таких процессов. Это происходит потому, что у нас нет четкого понимания причин и механизмов возникновения «режимных сдвигов».

Чрезвычайно высокая размерность природных систем и широкий диапазон пространственно-временных масштабов, на которых они функционируют. Регуляторные механизмы в экосистемах функционируют на временных масштабах от нескольких минут до нескольких десятков лет. При переходе от одной области пространственно-временных масштабов к другой, как правило, происходит и смена совокупности факторов, которые определяют целостное поведение всей системы или отдельных ее частей. Такой переход может

быть достаточно резким и на определенном временном промежутке сопровождаться сложными нелинейными эффектами и хаотическим поведением, как это нередко имеет место, например, при фазовых переходах в физических системах. Наши предсказания и объяснения могут быть достаточно успешными в пределах определенных областей пространственно-временных масштабов, но совершенно не работать в зонах переходов или на других масштабах. Выделение этих областей и определение правил перехода между ними представляют собой очень трудные задачи, но эти вопросы никак нельзя игнорировать.

Существуют важные ограничения для численного моделирования морских экосистем. Выводы, которые можно сделать на основе существующих моделей, нередко не выполняются на практике. Это может происходить в тех случаях, когда системы состоят из многих нелинейно взаимодействующих компонентов, процессы включают механизмы прямых и обратных связей, взаимодействуют пространственные и временные процессы на разных пространственно-временных масштабах, существует высокая степень стохастичности [Collie et al., 2004]. Перечисленные ситуации являются скорее правилами, чем исключениями в морских открытых экосистемах. Остается нерешенным до конца вопрос о том, являются ли механизмы положительной обратной связи широко распространенными и достаточно сильными для того, чтобы поддерживать альтернативные устойчивые состояния экосистем. Особенно сложно ответить на этот вопрос в том случае, когда внешние воздействия на компоненты экосистемы и структурно-функциональные процессы характеризуются высокой степенью хаотичности, случайными шумами во временной динамике абиотических параметров водной среды и интенсивным рассеиванием энергии при переходе с одного трофического уровня на другой [Collie et al., 2004].

Таким образом, можно сделать вывод о том, что проведение ИА сталкивается с очень трудной методологической задачей: необходимо разработать такие методы анализа состояния водных экосистем, которые были бы способны проводить анализ принципиально стохастических экосистемных процессов на разных пространственно-временных масштабах. При этом методы численного анализа должны опираться на имеющиеся, часто неполные и недостаточно репрезентативные, зашумленные временные ряды данных.

2. Что понимается под интегрированным анализом состояния водных экосистем? Ключевые методологические проблемы и практические подходы

Термины «интегрированные оценки» и «интегрированный анализ» имеют высокую степень смысловой неопределенности [Link, Browman, 2014]. Всегда важно четко понимать, что мы «интегрируем» и, соответственно, что мы оцениваем, что это дает для практической реализации экосистемного подхода к задачам управления состоянием водных биоресурсов. Все это представляет собой целый ряд важнейших методологических проблем, которые к настоящему времени далеки от своего решения. Существует несколько уровней, на которых может быть применен интегрированный анализ состояния водных экосистем. В зависимости от этого мы будем получать разные ответы, рекомендации, стратегии управления и т.п.

В работах [Levin et al., 2009; Levin et al., 2014; Samhuri et al., 2014] интегрированный экосистемный анализ рассматривается как некая формальная процедура. Она подразумевает синтез и количественный анализ информации о природных и социально-экономических процессах, что позволяет выработать определенные критерии принятия решений на основе экосистемного подхода к управлению состоянием водных экосистем [Bundy et al., 2017].

Можно выделить пять основных этапов проведения интегрированного анализа [Levin et al., 2009; Levin et al., 2014]:

– **первый этап.** Определение целей и задач исследования. Выявление потенциальных угроз и рисков, а также факторов, которые оказывают наибольшее влияние на функционирование экосистемы;

– **второй этап.** Разработка системы индикаторов для проведения интегрированного анализа состояния экосистемы. Тщательно отобранные индикаторы обязательно охватывают широкий спектр процессов и характерных для них пространственно-временных масштабов, обеспечивают основу для всесторонней оценки статуса экосистемы и возможных тенденций его изменений. В идеале индикаторы должны быть количественными показателями [Bundy et al., 2017]. По своему предназначению индикаторы могут быть «тактическими», «стратегическими», «индикаторами раннего предупреждения», «интегрированными» (комплексными). Индикаторы должны быть непосредственно наблюдаемыми, иметь четкое и определенное теоретическое обоснование, экономически эффективными с точки зрения организации наблюдений и проведения измерений. Кроме того, они должны быть построены на основе имеющихся баз данных и временных рядов, чувствительно реагировать на происходящие изменения в экосистеме. При расчете значений индикаторов и оценке их эффективности широко используют методы математического моделирования (в качестве примера можно привести положительный опыт применения экосистемной модели Atlantis [Fulton, 2010; Fulton et al., 2011]);

– **третий этап.** Анализ возможных рисков. Этот анализ позволяет качественно и количественно оценить вероятность того, что по принятой системе индикаторов экосистема в ответ на внешние воздействия и/или принятые управленческие решения достигнет и/или будет оставаться в пределах определенного состояния своего функционирования. Анализ рисков должен прямо рассматривать неизбежные неопределенности, которые связаны с текущим (как правило, не всегда полным и правильным) пониманием и количественной оценкой особенностей динамики экосистем;

– **четвертый этап.** Разработка новой или оценка уже имеющейся стратегии управления. На этом этапе широко применяют методы имитационного математического моделирования. Они в количественной форме позволяют реализовать различные сценарии внешних воздействий и оценить возможные негативные последствия для функционирования и развития экосистем. На этой основе можно выработать наиболее оптимальную стратегию системы управления, оценить ее эффективность, возможные неопределенности и риски;

– **пятый этап.** Мониторинг и оценка. Заключительный этап проведения интегрированного анализа состояния водных экосистем предполагает продолжение выполнения мониторинга, оценку значений и характер временной динамики текущих экосистемных показателей (биологических индикаторов и/или ориентиров управления). Основные сложности выполнения данного этапа связаны с высокой стоимостью проведения работ по мониторингу и отсутствием ясных и четких критериев того, что считать «эффективным управлением», если таковое имелось.

После выполнения процедур мониторинга и оценки значений всех текущих экосистемных показателей вновь необходимо перейти к третьему (а в отдельных случаях – ко второму и даже к первому) этапу. После этого вновь выполняются все остальные этапы. Таким образом, можно говорить о том, что интегрированный экосистемный анализ представляет собой некий непрерывный циклический итерационный процесс.

В работе Райса и Роше [Rice, Rochet, 2005] предложен следующий подход к выбору системы индикаторов для управления рыболовством. Он включает в себя 8 этапов:

– **первый этап.** Определение потребностей, целей и задач пользователей;

– **второй этап.** Формирование списка потенциальных индикаторов для проведения интегрированного анализа. При составлении такого предварительного списка нужно иметь в виду способность выбираемых индикаторов реально оценивать текущий статус экосистемы по отношению к заявленным (обозначенным) целям;

– **третий этап.** Определение критериев отбора (screening criteria) индикаторов из всего списка потенциально возможных индикаторов;

– **четвертый этап.** Оценка показателей и проверка их на соответствие определенным критериям отбора;

– **пятый этап.** Выбор (определение, задание) весовых коэффициентов для каждого индикатора в соответствии с его потенциальной значимостью в процессе проведения интегрированного анализа. Значимость критерия может быть изменена в зависимости от тех целей и задач, которые были определены на первом этапе;

– **шестой этап.** Определение того, какое количество индикаторов будет необходимо, какие индикаторы нужно оставить, а от каких можно отказаться (например, возможно, что между некоторыми индикаторами имеется высокая степень их коррелированности и это позволит уменьшить количество индикаторов [Coll et al., 2016]);

– **седьмой этап.** Окончательный выбор системы индикаторов. Итоговый отбор должен найти такой перечень индикаторов, который хорошо работает (то есть является чувствительным) по всем принятым критериям. Он должен быть важным для каждого ожидаемого потенциального пользователя, а также охватывать весь спектр наиболее значимых экологических, социальных и экономических целей [Bundy et al., 2017; Rice, Rochet, 2005];

– **восьмой этап.** Анализ решения тех задач и проблем, которые были осуществлены с помощью выбранной системы индикаторов. Такой анализ включает в себя также выявление тех причин, по которым те или иные задачи решить не удалось.

Практический пример выбора системы индикаторов, который опирается на рассмотренную последовательность этапов, можно найти в следующей работе [Bundy et al., 2017].

3. Требования к свойствам индикаторов и основные критерии выбора индикаторов

Идентификация индикаторов состояния представляет собой только один этап общего процесса выбора показателей для поддержки принятия решений по управлению рыболовством на основе принципов системного подхода. Другие этапы подробно описаны в следующих работах [Bundy et al., 2017; Levin et al., 2009; Levin et al., 2014; Rice, Rochet, 2005; Samhourî et al., 2014]. Идентификация индикаторов должна учитывать требования к их основным свойствам. Основные требования к свойствам индикаторов приведены в табл. 1.

Таблица 1

Желательные свойства индикаторов, которые предполагается использовать для реализации экосистемного подхода при организации рыболовства [Jennings, 2005]
Desirable properties of indicators that are expected to be used to implement the ecosystem approach in fisheries management [Jennings, 2005]

Свойства индикаторов	Описание
Конкретность	Индикаторы должны быть непосредственно наблюдаемыми и сравнительно легко измеряемыми величинами, а не отражать некоторые абстрактные свойства, которые могут оцениваться только косвенно
Теоретическая обоснованность	Индикаторы должны отражать наиболее важные структурно-функциональные особенности экосистем и совокупность природных и антропогенных факторов, которые оказывают влияние на функционирование экосистем разного типа. Кроме того, выбранные индикаторы должны иметь отношение к достижению поставленных целей и решению сформулированных задач управления. Все выбранные индикаторы должны быть основаны на четко определенных и проверенных теоретических предпосылках
Информирование общественности	Общественное понимание свойств и возможностей индикатора для решения поставленных экологических задач и задач управления должно соответствовать его техническому назначению
Финансовые затраты	Индикаторы должны быть экономически эффективными, поскольку финансовые ресурсы мониторинга, на основе которого измеряются значения индикаторов, всегда ограничены
Измеримость	Индикаторы должны быть измеримыми на практике и допускать получение теоретических оценок статистических и иных видов погрешностей. Измерение индикаторов должно быть основано на использовании существующих методических рекомендаций, программ мониторинга и имеющихся аналитических инструментов, на знании затрат по времени, которые необходимы для принятия решений и поддержки процедур управления. Измеренные индикаторы должны статистически значимо отличаться от шума в исходных данных, обладать низкой систематической (методи-

	ческой) погрешностью и погрешностью измерения
	<i>Окончание табл. 1</i>
Свойства индикаторов	Описание
Исторические данные	Индикаторы должны измеряться, рассчитываться и оцениваться с учетом имеющихся баз данных, в частности – на основе временных рядов данных для выявления тенденций и направленности процессов и обеспечения реалистичного определения целей управления
Чувствительность	Изменения значений индикатора должны быть чувствительными к изменениям состояния экосистемы, внешних природных и антропогенных воздействий или реакции экосистемы на эти воздействия
Ответная реакция	Индикаторы должны максимально чувствительно реагировать на практическую реализацию любых управленческих решений с тем, чтобы в случае необходимости принять соответствующие меры, корректирующие принятые решения
Специфичность	Значения индикаторов должны отражать только определенные свойства экосистемы и их зависимость от определенного фактора или совокупности небольшого числа факторов

Важная задача состоит в определении того, какие из многочисленных показателей (индикаторов) состояния экологических систем, с одной стороны, наиболее полно характеризуют всю систему, а с другой – остаются достаточно простыми для проведения эффективного мониторинга экосистем и разработки системы экологических и эколого-экономических моделей [Niemeijer, de Groot, 2008]. Отсутствие надежных процедур выбора индикаторов затрудняет репрезентативную оценку, анализ и подтверждение той информации, которую эти индикаторы предоставляют. Более строгий и прозрачный процесс выбора индикаторов увеличивает их ценность и научную достоверность при выполнении оценок экологического состояния водных экосистем и обеспечивает их соответствие целям и задачам управления. Некоторые основные критерии, которые необходимо учитывать при выборе тех или иных индикаторов для проведения ИА, указаны в табл. 2.

Таблица 2

Основные критерии выбора индикаторов при проведении интегрированного анализа состояния водных экосистем [Niemeijer, de Groot, 2008]
Main criteria for selecting indicators for an integrated analysis of the state of aquatic ecosystems [Niemeijer, de Groot, 2008]

Критерии для выбора индикаторов	Описание
<i>Научный аспект</i>	
Аналитическая обоснованность	Фундаментальная научная, концептуальная и теоретическая основа
Теоретическая обоснованность	
Интегративность	Полный набор индикаторов должен охватывать ключевые структурные компоненты и процессы в экосистемах на разных трофических уровнях
Общность	Индикаторы должны охватывать широкий спектр процессов и структурно-функциональных изменений состояния экосистем разного типа
<i>Исторический аспект</i>	
Данные многолетних наблюдений	Индикаторы должны использовать существующие временные ряды сравнительных данных мониторинговых наблюдений, которые предварительно должны быть проверены на наличие ошибок, пропусков данных и разных видов погрешностей (прежде всего систематических)
Надежность	
<i>Системный аспект</i>	
Заблаговременность	Индикаторы должны быть способны предвещать надвигающееся изменение ключевых характеристик экосистемы

Критерии для выбора индикаторов	Описание
Предсказуемость	Индикаторы должны реагировать определенным образом на возможные изменения и стрессовые воздействия на экосистему
Устойчивость (робастность)	Индикаторы должны быть малочувствительными к разным источникам помех и шумов (например, к ошибкам исходных данных)
Чувствительность к воздействиям	Изменения значений индикатора должны быть чувствительными к изменениям состояния экосистемы, внешних природных и антропогенных воздействий или реакции экосистемы на эти воздействия
Чувствительность к временным и пространственным изменениям	Изменения значений индикатора должны быть чувствительными к пространственно-временным изменениям состояния экосистемы
<i>Характеристические особенности, свойства</i>	
Измеримость	Индикаторы должны предоставлять возможность провести измерение в качественном или количественном выражении
Воспроизводимость	Значения индикаторов должны быть повторяемыми и воспроизводимыми в разных контекстах
Специфичность	Четкая, однозначная определенная трактовка значений индикатора
Статистические свойства	Обладать хорошими статистическими свойствами, которые допускают однозначную интерпретацию
Универсальность	Индикаторы должны быть применимыми ко многим областям, ситуациям и пространственно-временным масштабам
<i>Финансовые и практические аспекты</i>	
Затраты, выгоды и экономическая эффективность	Преимущества той информации, которую предоставляет индикатор, должны превышать затраты на его получение и использование
Требования и доступность данных	Четко установленные требования к сбору и хранению данных, удобный доступ к существующим базам данных
Необходимые навыки	Не требовать чрезмерных навыков для сбора данных
Операционная простота	Простота измерения, обработки и анализа
Потребность в ресурсах	Получение необходимого результата с точки зрения имеющихся ресурсов
Требуемые затраты времени	Получение необходимого результата в течение определенного времени
<i>Программные мероприятия и аспекты управления</i>	
Понятность	Простота и понятная доступность индикаторов для целевой аудитории
Международная совместимость	Совместимость с индикаторами, которые разработаны и используются в других регионах и странах
Связь с общественным измерением	Индикаторы должны иметь связь с социально-экономическими изменениями и различными социальными показателями
Связь с управлением	Индикаторы должны иметь связь с конкретными методами управления и принятия решений
Прогресс в достижении целей	Индикаторы должны иметь связь с количественными или качественными целями, установленными в соответствующих программных документах
Возможность количественной оценки	Информацию следует количественно оценивать таким образом, чтобы ее значение было очевидным
Актуальность	Значимость для решения текущих задач управления

Критерии для выбора индикаторов	Описание
Пространственные и временные шкалы применимости	Предоставлять и обрабатывать информацию в пределах определенных и соответствующих решаемой задаче пространственных и временных масштабах
Пороги	Правильное определение порогов для определения времени и этапов действий, которые необходимо предпринять для решения поставленных задач

Экосистемные индикаторы представляют собой количественно измеряемые характеристики, которые используют для оценки состояния морских экосистем [Bundy et al., 2017; Coll et al., 2016]. Они позволяют отслеживать (т. е. обнаруживать, контролировать и измерять) эффекты антропогенных и экологических воздействий на процессы функционирования экосистем. Для системного анализа необходимы многочисленные индикаторы разных типов. В частности, они должны включать в себя индикаторы условий окружающей среды, показатели видовой и размерной структуры биотических компонентов экосистемы, индикаторы, которые отражают специфику трофических процессов на разных трофических уровнях и т.д. [Reed et al., 2017].

Индикаторы – полезные инструменты, потому что в сложной, динамично меняющейся экосистеме никогда невозможно измерить все. В научной литературе используют разные подходы к определению того, что следует считать индикаторами [Bundy et al., 2017]. Можно выделить следующие наиболее важные свойства индикаторов [Boldt et al., 2014]:

- индикаторы должны иметь отношение к тем ключевым компонентам или процессам в экосистеме, которые можно измерить с тем, чтобы затем провести анализ разных по своей природе воздействий на функционирование или устойчивость системы;

- индикаторы должны уменьшать сложность систем реального мира до относительно небольшого набора ключевых характеристик, которые полезны для достижения определенных целей и решения задач управления и коммуникации;

- индикаторы должны отражать изменения, которые происходят на разных уровнях структурно-функциональной организации экосистемы. Функции индикаторов заключаются в количественной оценке, упрощении и обобщении, а также в синтезе информации и последующей ее интерпретации.

Большинство критериев, которые рассмотрены в следующей работе [Niemeijer, de Groot, 2008], относятся лишь к отдельным показателям. Однако одним из ключевых требований является то, что набор индикаторов должен быть интегративным, охватывать ключевые компоненты и градиенты в экосистеме. Выбор подходящего набора индикаторов, который является взаимодополняющим друг друга и в то же время является не избыточным, отражает в количественном виде ответы экосистемы на множественные стрессоры и позволяет оценивать ее текущее состояние, представляет собой достаточно сложный процесс [Boldt et al., 2014].

4. Подходы к построению интегративной системы индикаторов для оценки воздействия множественных стрессоров

Установление причинно-следственных связей между внешними воздействиями (стрессорами) и наблюдаемыми эффектами в природных экосистемах, как правило, затруднено [Boldt et al., 2014]. Это происходит из-за того, что:

- как биотические, так и абиотические факторы могут модифицировать ответы экосистемы на стрессоры;

- в популяциях действуют компенсационные механизмы, ослабляющие (и даже полностью нивелирующие) влияние стрессоров;

- между причиной и следствием имеется временное запаздывание;

- имеется множество разных путей, с помощью которых стрессоры могут нарушать функционирование экосистемы;

– потенциально могут иметь место ложные корреляции между стрессорами и наблюдаемыми эффектами.

Сложность морских экосистем, их высокая пространственно-временная изменчивость, широкий спектр воздействий, которые могут повлиять на функционирование этих экосистем, свидетельствуют о том, что ни одна мера, взятая сама по себе, не является адекватной и достаточной для оценки воздействия множественных стрессоров. Таким образом, существует настоятельная необходимость для определения (построения) комбинированных, интегративных показателей состояния экосистем, которые могут обеспечить понимание того, как прибрежные и морские экосистемы могут реагировать на множественные стрессоры.

Можно выделить следующие основные подходы к построению интегративной системы индикаторов для оценки воздействия множественных стрессоров [Boldt et al., 2014]:

– подходы, основанные на данных:

1. эмпирические наблюдения и лабораторные эксперименты;
2. использование биомаркеров – мишеней направленного воздействия;
3. использование биоиндикаторов для оценки последствий воздействия;
4. множественный регрессионный и дисперсионный анализ;
5. математические методы планирования экспериментов;

– подходы, основанные на использовании экспертных оценок;

– подходы, основанные на комбинированном (совместном) использовании данных и экспертных оценок: картирование и применение GIS-технологий;

– подходы, основанные на построении и применении математических моделей водных экосистем. В рамках данных подходов разработаны эффективные подходы и методы анализа, в которых используют качественные модели, сочетание данных и моделей, многомерный анализ данных и количественные модели, включая и модели экосистем. В качестве примеров можно привести, например, такие модели, как Atlantis, CSIRO, ERSEM, GLOBEC, IGBEM, MALBEC, OSMOSE [Fulton, 2010; Fulton et al., 2011; Link et al., 2010; Plagányi, 2007; Travers et al., 2007].

Таблица 3

Достоинства и недостатки основных подходов к построению интегративной системы индикаторов для оценки воздействия множественных стрессоров [Boldt et al., 2014]
Advantages and disadvantages of the basic approaches to the construction of indicators integrative system for assessing the impact of multiple stressors [Boldt et al., 2014]

Подходы	Сильные стороны	Недостатки
Подходы, основанные на данных	Возможность выявить и проанализировать причинно-следственные связи	Трудно повторить и с однозначным результатом воспроизвести опыты с тем, чтобы экспериментально проверить влияние множественных стрессоров на модельных экосистемах (мезо- и макрокосмах) в лабораторных условиях
	Возможность отслеживать возникающие стрессоры, когда экспертные оценки отсутствуют или разработка математических моделей по тем или иным причинам затруднена или невозможна	Трудно найти данные на всех соответствующих пространственно-временных масштабах, которые являются значимыми для функционирования конкретной экосистемы
	Соответствующие показатели адаптированы к физическим, биологическим особенностям и характеристикам конкретной экосистемы	Анализ данных с использованием соответствующих методов может быть ограничен из-за наличия слишком коротких временных рядов, недостаточно выраженных градиентов факторов или недос-

таточного разрешения (ограничений) по пространству

Окончание табл. 3

Подходы	Сильные стороны	Недостатки
	Для многих физических и биологических переменных доступны данные дистанционного зондирования	Реализация процедур многомерного анализа может привести к искажению и (в некоторых случаях) даже потере критически важной информации
Подходы, основанные на использовании экспертных оценок	Обеспечивают понимание в тех ситуациях, где нет или имеется недостаточное количество данных наблюдений или же эти данные обладают низким качеством, сильно зашумлены, содержат погрешности разного типа	Часто у экспертов имеется недостаточно информации для конкретных переменных, которые трактуются как отклики экосистемы в ответ на множественные воздействия
	При анализе получают приоритет экологические компоненты или стрессоры	Не обеспечивают понимания конкретного механизма взаимодействий стрессовых реакций
	Подходят для выполнения процедур как глобальной, так и региональной визуализации	
	Реализация сетевого анализа процессов управления может быть более эффективной, если она использует комбинированные группы факторов воздействия на экосистему	
Подходы, основанные на комбинированном (совместном) использовании данных и экспертных оценок	Включает данные непосредственных наблюдений и экспериментов в подход, основанный на использовании экспертных оценок	Предположения и гипотезы (например, об аддитивности, синергизме или антагонизме ответов) на результаты не могут быть полностью и всесторонне изучены
Подходы, основанные на построении и применении математических моделей водных экосистем (см. обзор моделей в работе [Piroddi et al., 2015])	С помощью моделирования можно генерировать (получать) столько данных, сколько необходимо	Затраты (интеллектуальные, финансовые, технические) на этапах построения и применения математических моделей могут быть значительными (предъявляются высокие требования к вычислительным и программным ресурсам, средствам хранения, обработки и визуализации данных)
	Можно создавать данные путем построения ансамбля моделей разной конструкции с использованием разных целей и критериев их достижения	Качество модельных данных и результатов расчетов по точности не может быть выше точности тех данных, которые используются при разработке и практической реализации модели

Различные подходы к оценке ответов на множественные стрессоры имеют свои достоинства и недостатки. Некоторые из них перечислены в табл. 3.

В литературе имеется, по крайней мере, три подхода, в рамках которых формируются системы индикаторов [Boldt et al., 2014]. В первом из них разрабатываются показатели, которые являются специфическими для отдельных экосистем или ключевых экологических особенностей и процессов. Во втором используются рекомендуемые показатели, которые при наличии данных могут быть рассчитаны для нескольких экосистем (по крайней мере, для экосистем одного типа). Третий и потенциально перспективный подход заключается в том, чтобы использовать основной набор рекомендованных показателей для всех типов экосистем, а для рассмотрения дополнительных специфических особенностей каждой экосистемы рассматривать дополнительные индикаторы, которые не были отражены в базовом их наборе. Независимо от подхода выбор системы показателей должен основываться на четких концептуальных моделях, которые связывают индикаторы с внешними воздействиями на экосистему и драйверами этих воздействий.

Будущие исследования, которые используют оценки воздействия множественных стрессоров на состояние экосистемы, должны включать неопределенности в разработке индикаторов. Источниками неопределенности могут быть естественная изменчивость природных процессов, ошибки наблюдения, структурная сложность математических моделей, неясные цели и неопределенности в отношении практической реализации методов управления или использования полученных результатов для принятия решений. Существует еще одна трудная методическая задача, которую необходимо решить: как взаимодействуют между собой внешние воздействия, которые непрерывно влияют на состояние водной экосистемы в течение длительного времени, и те порой весьма интенсивные, но действующие эпизодически, в течение относительно коротких промежутков времени, нагрузки на экосистему.

5. Роль математических моделей водных экосистем для получения количественных значений индикаторов

Математические модели водных экосистем все чаще используют для поддержки стратегического и устойчивого управления на основе экосистемного подхода. Это достигается путем количественной модельной оценки экологических ответов на различные внешние драйверы (воздействия, факторы) и сценарии управления.

Достаточно условно модели экосистем могут быть разделены на три большие категории [Pethybridge et al., 2018]:

– модели, которые представляют экосистему с множеством видов или с большими функциональными группами видов. Популяции в таких моделях представлены в пищевых сетях как переменные состояния, которые имеют сходные экологические функции или роли в экосистеме (сходные типы питания и использование среды обитания, близкие диапазоны размеров тела, сходные жизненные стратегии и жизненный цикл и т.п.);

– модели, которые моделируют размерный спектр организмов в экосистемах. Пищевые цепи в таких моделях строятся на основе соотношений размеров тела организмов;

– модели, которые основаны на динамике отдельных организмов (так называемые индивидуально ориентированные, или агентные, модели).

Все структурно более сложные (гибридные) модели являются некоторой комбинацией указанных выше категорий моделей. Обзор основных характеристик некоторых современных моделей можно найти в следующих работах [Pethybridge et al., 2018; Piroddi et al., 2015; Plagányi, 2007; Travers et al., 2007]. Используя данные моделирования, можно получать количественные значения многих индикаторов, которые трудно, а порой даже и невозможно рассчитать и оценить их значимость, опираясь на данные только лишь многолетнего мониторинга.

В настоящее время экологические модели рассматривают в качестве важных инструментов, которые используют для оценки структуры и функционирования экосистем, а также прогнозирования последствий воздействия человеческой деятельности и климатических изменений на состояние морских экосистем [Christensen, Walters, 2004; Fulton, 2010; Fulton et al., 2011; Link et al., 2010; Piroddi et al., 2015; Plagányi, 2007; Rombouts et al., 2013; Travers et

al., 2007]. Математические модели также являются мощными инструментами для сценарного тестирования климатических и/или антропогенных воздействий на экосистемы.

6. Этапы построения комбинированных индикаторов

Комбинированные (агрегированные, составные) индексы представляют собой объединение различных источников информации, выраженной в форме индикаторов, которые в той или иной мере характеризуют определенные характерные особенности состояния экосистемы. Имеется пять ключевых шагов, которые следует учитывать при построении составного индекса, одним из которых является понимание того, как отдельные индикаторы должны быть взвешены и агрегированы для формирования комбинированного индекса. Именно этот шаг имеет решающее значение для построения такого индекса.

Ключевые шаги построения комбинированного индекса состоят в следующей последовательности действий [Dobbie, Dail, 2013]:

1. определения теоретической основы и обоснования структуры агрегированного (составного) индекса;
2. выбора необходимых данных, их проверки на наличие пропусков, ошибок и первичной обработки исходных данных (многовариантный разведочный анализ), которые будут использованы при определении (вычислении) индикатора;
3. стандартизации данных;
4. определения весовых коэффициентов и агрегирования показателей;
5. оценке надежности и чувствительности индекса.

Выполняя все необходимые процедуры на указанных пяти шагах, мы получаем более высокий шанс для того, чтобы создать объективную, информационно насыщенную и теоретически обоснованную комбинированную меру или индекс.

7. Использование ключевых признаков и жизненно важных стратегий организмов в качестве самостоятельных индикаторов при выполнении интегрированного анализа состояния водных экосистем

Изучение биологического разнообразия на основе характерных признаков – это та область, которая в последнее десятилетие значительно расширилась [Pescuchet et al., 2017]. Характерные признаки часто рассматривают как любые характеристики отдельного организма или группы организмов, которые охватывают морфологические, демографические или физиологические признаки [Litchman et al., 2013]. Использование признаков вместо таксономической информации имеет ряд преимуществ при изучении биоразнообразия, поскольку они обеспечивают более фундаментальный и механистический подход к пониманию механизмов формирования состава сообщества. Подходы, основанные на признаках, позволяют сосредоточиться на факторах, которые лучше всего характеризуют приспособленность организмов. Они также функционально связаны с теми процессами, которые протекают в водных экосистемах. Кроме того, переход к рассмотрению признаков позволяет сосредоточить внимание на изучении жизненных стратегий гидробионтов и изменчивости этих стратегий в зависимости от тех или иных условий [Andersen et al., 2015; Andersen et al., 2016; Litchman et al., 2013]. Такой подход важен и с методической точки зрения, поскольку он позволяет значительно уменьшить размерность признакового пространства при изучении экосистемы, в том числе и с помощью методов математического моделирования (например, вместо сотен и тысяч видов можно изучать всего несколько характерных признаков и/или жизненно важных стратегий) [Sommer et al., 2012].

Выбор соответствующего набора ключевых признаков для характеристики видов и сообщества представляет собой непростую задачу. Решение вопроса о том, как много признаков необходимо включать в рассмотрение, является трудным. Использование слишком многих признаков увеличивает сложность и может привести к избыточности из-за кросс-корреляций между близкими признаками. В таком случае информация о свойствах может

быть сведена к комбинациям определенных значений признаков – так называемых экологических функциональных групп [Sommer et al., 2012].

Количественные оценки рисков и компромиссов, связанных с выбором ключевых признаков, дают возможность предсказать особенности поведения, физиологии и морфологии организмов, которые оптимизируют степень их приспособленности к любым конкретным условиям окружающей среды и пространственно-временным изменениям этих условий [Litchman et al., 2013]. Если это так, то отсюда вытекает важная идея о том, что ключевые признаки и жизненно важные стратегии организмов могут быть использованы в качестве самостоятельных индикаторов при выполнении интегрированного анализа состояния водных экосистем.

Между силой контроля сверху вниз (top-down control) в озерах и океанах имеются существенные качественные и количественные отличия [Sommer et al., 2012]. Этот вопрос также заслуживает дальнейшего пристального изучения, особенно в свете существующих подходов и методов проведения интегрированного анализа состояния водных экосистем.

В рамках работы группы ICES/HELCOM 2017 г. [ICES, 2017] рассмотрено развитие ранее разработанных концепций для проведения интегрированного анализа состояния экосистемы Балтийского моря. Такой анализ проведен не только с учетом изменений в обилиях доминирующих видов фито-, зоопланктона, зообентоса, доминирующих видов рыб, но также и с учетом изменений ряда ключевых признаков для биотических компонентов экосистемы на нескольких трофических уровнях (traits-based Integrated Ecosystem Assessments – tIEA). В основе tIEA лежит идея о том, что использование признаков – как отдельно, так и в сочетании (в том числе и в сочетании с другими индикаторами) – может быть важным для всесторонней оценки особенностей функционирования экосистем. Результаты исследования с использованием tIEA показали ярко выраженные временные тенденции в изменении характеристик биотических компонентов экосистемы Балтийского моря. Например, на основе tIEA был установлен факт режимного сдвига состояния экосистемы, который имел место в конце 1980-х годов. Этот вывод совпадает с результатами предыдущих исследований, в которых применялся традиционный вариант ИА, основанный на рассмотрении только обилия основных видов фито-, зоопланктона, зообентоса, доминирующих видов рыб [Möllmann et al., 2009]. Это может указывать на то, что функциональные изменения на уровне сообществ обязательно должны учитываться при анализе изменений состояния экосистемы. Такие изменения могут быть важными и надежными индикаторами дискретных во времени «режимных сдвигов».

По результатам tIEA было также установлено, что группы организмов по функциональным признакам демонстрируют разную временную динамику признаков, о чем свидетельствуют различия в характере временных траекторий первых четырех главных компонент. Главные компоненты позволяют описать доминирующие режимы изменчивости и выявить возможные режимные сдвиги в экосистеме. Решение этой задачи было получено на основе использования метода главных компонент и анализа их временных рядов по алгоритму STARS [Rodionov, 2004, 2006, 2015] для всех групп организмов. Кроме того, показано, что изменения солености, температуры воды, содержания растворенного кислорода и питательных веществ в Балтийском море объясняют значительную часть изменчивости каждой из первых четырех главных компонент.

По результатам проведенного исследования был сформулирован ряд важных рекомендаций для проведения tIEA [ICES, 2017]:

– следует проявлять большую осторожность в отношении выбора признаков (индикаторов). Важно помнить о том, что характеристики, которые были включены в любой анализ, должны отражать конкретную цель проведения исследования. Например, исследования, предполагающие использование комплексных индикаторов (мер) функционального разнообразия, обязательно должны включать в себя широкий набор признаков. Это необходимо для того, чтобы в максимально возможной степени отразить экологию изучаемых организмов, особенностей их питания, выживания и размножения;

– большинство исследований, которые оценивают агрегированные индексы функционального разнообразия, основаны на методах, предполагающих фиксированную ценность (функциональный вес) для данного вида. Тем не менее известно, что функциональные при-

знаки имеют высокую степень внутривидовой и пространственно-временной изменчивости. Поэтому изменчивость функциональных признаков при проведении tТА обязательно нужно дополнительно исследовать;

– при организации и проведении будущих исследований необходимо стремиться к межсистемным сопоставлениям изменений признаков, а также причин (драйверов), которые обуславливают эти изменения;

– будущие исследования должны стремиться к сопоставлениям изменений признаков на разных трофических уровнях для того, чтобы можно было идентифицировать как внешние, так и внутренние факторы, а также процессы изменений, которые влияют на состояние и динамику морских экосистем;

– был предложен новый метод анализа данных – тензорное разложение (Tensor Decomposition – TD) [Frelat et al., 2017; Leibovici, 2010]. TD-метод является расширением двумерного многомерного анализа (такого, например, как анализ главных компонент с экологическими переменными и временем в виде двух измерений) до нескольких измерений. TD позволяет проводить пространственно-временной анализ, то есть синхронно изучать множественные экологические переменные, которые измеряются как во времени, так и по пространству.

8. Построение экологических индикаторов на основе использования термодинамических интегральных показателей

Экосистемы обладают самоорганизующейся способностью удаляться от состояния термодинамического равновесия [Eco targets..., 1998]. В количественной форме степень удаленности системы от этого равновесия может быть описана с помощью специальной термодинамической функции – функции, которая в экологической литературе получила название эксергия или эко-эксергия (exergy, eco-exergy) [Jørgensen, 1999, 2006; Jørgensen, Nielsen, 2007]. Эту функцию можно использовать и при математическом моделировании для того, чтобы учесть способности экосистем к самоорганизации. Значения эксергии можно также использовать в качестве экологического индикатора при проведении интегрированного анализа состояния водных экосистем [Мокрый, Зилов, 2006; Зилов, 2004, 2006; Ludovisi, Poletti, 2003; Molozzi et al., 2013; Ray et al., 2001; Silow, Mokry, 2010; Tang et al., 2015; Tang et al., 2018].

Максимум эксергии соответствует такой структуре экосистемы, при которой она наилучшим образом адаптирована к фактическим условиям окружающей среды. По своей сути эксергия в энергетических единицах измеряет расстояние между текущим состоянием и состоянием термодинамического равновесия – там, где система теряет свою структурную упорядоченность и способность совершать работу [Мокрый, Зилов, 2006, 2004; Зилов, 2006; Fonseca et al., 2000; Jørgensen, 1999, 2006; Silow, Mokry, 2010]. Таким образом, эксергия является не переменной состояния системы, а мерой отклонения системы от равновесного состояния [Ludovisi, Poletti, 2003]. Она указывает на количество работы, которую необходимо затратить для того, чтобы привести систему в определенное структурно-функциональное состояние. Эксергия, отнесенная к общей биомассе (так называемая структурная эксергия), отражает способность системы усваивать поток энергии извне. Структурная эксергия, кроме того, является количественным индикатором степени развития экосистемы, ее сложности и уровня эволюционного развития организмов, из которых формируется функциональная структура экосистемы [Мокрый, Зилов, 2006; Jørgensen, 1999, 2006; Jørgensen, Nielsen, 2007; Ludovisi, Poletti, 2003; Silow, Mokry, 2010; Tang et al., 2015; Tang et al., 2018]. Функциональная структура определяет формирование (а также переформирование) в системе потоков вещества и энергии.

Можно выделить два вида изменений в значении эксергии: изменения, вызванные внешними факторами напрямую, и изменения, обусловленные ответом живых организмов на воздействие внешних факторов [Ludovisi, Poletti, 2003]. Первый вид изменений обычно относится к имеющимся ресурсам в экосистеме. Второй вид изменений значения эксергии связан со многими механизмами саморегулирования, которыми обладает экосистема. Поэтому любое изменение видового состава или экологической структуры экосистемы будет означать,

что новая структура и состав лучше приспособлены к новым условиям функционирования и это изменение найдет свое количественное отражение в значении эксергии.

Экосистемы являются открытыми неравновесными термодинамическими системами. Поэтому для количественной оценки их состояния можно использовать также и ряд термодинамических интегральных показателей, например эксергию или структурную эксергию [Jørgensen, 1999, 2006; Jørgensen, Nielsen, 2007; Ludovisi, Poletti, 2003; Molozzi et al., 2013; Ray et al., 2001; Silow, Mokry, 2010; Tang et al., 2015; Tang et al., 2018]. Эксергия имеет хорошее теоретическое обоснование в термодинамике и сравнительно просто вычисляется. Эксергия рассчитывается следующим образом [Eco targets..., 1998]:

$$Ex = RT \sum_{i=0}^n \left(C_i \ln \left(\frac{C_i}{C_{i,eq}} \right) - (C_i - C_{i,eq}) \right),$$

где Ex – эксергия (Дж/л), R – универсальная газовая постоянная (8,314 Дж/(моль·К)), T – абсолютная температура (°К), C_i – концентрация в экосистеме компонента i (мг/л), $C_{i,eq}$ – концентрация компонента i в условиях термодинамического равновесия с окружающей средой (мг/л). $i = 0$ для неорганических соединений, $i = 1$ для детрита и $i \geq 2$ для всех живых организмов, которые формируют структуру экосистемы.

Величина $C_{i,eq}$ представляет собой очень малую (но не нулевую) концентрацию органических компонентов. Практическое применение формулы для расчета Ex зависит от знания значений $C_{i,eq}$ для каждого из значимых для данной экосистемы компонентов. С.Э. Йоргенсен [Eco targets..., 1998] был разработан метод расчета Ex для любых ($i \geq 2$) компонентов экосистемы при условии, что для них известны биомасса, приблизительное число клеток и значащих последовательностей ДНК. Например, для зеленых одноклеточных водорослей получено, что $Ex/RT = 25,2 \cdot 10^5 C_i$. Если затем отнести общее значение эксергии для зеленых водорослей к значению эксергии для детрита, то получим пересчетный коэффициент (весовой коэффициент, или конверсионный множитель) f_i . Для зеленых одноклеточных водорослей он будет составлять 3,4. Известно, что f_i для дрожжей составляет 6,4; олигохет – 35; коловраток – 30; копепод – 44 и т.п. Соответствующие коэффициенты уже рассчитаны для многих систематических групп организмов [Eco targets..., 1998; Jørgensen, Nielsen, 2007; Ludovisi, Poletti, 2003; Molozzi et al., 2013; Ray et al., 2001]. Тогда общая эксергия (или «индекс эксергии», как его еще иногда называют) экосистемы может быть вычислена по уравнению

$$Ex/RT = Ex^* = \sum_{i=1}^n f_i \cdot C_i,$$

а структурная эксергия – по уравнению

$$Ex_{str} = \frac{\sum_{i=1}^n f_i \cdot C_i}{\sum_{i=1}^n C_i}.$$

Ex^* имеет размерность мг/л (г/л, г/м³) в зависимости от способа выражения биомасс биотических компонентов экосистемы, а Ex_{str} размерности не имеет. Подход к расчету значений величин эксергии и структурной эксергии имеет, к сожалению, существенный недостаток: расчет весовых коэффициентов f_i является весьма спекулятивным и не является общепризнанным среди биологов [Silow, Mokry, 2010].

Приступая к определению значения величины эксергии, необходимо помнить о некоторых важных ее особенностях [Jørgensen, Nielsen, 2007]:

– полная эксергия экосистемы никогда не может быть точно рассчитана, поскольку мы не можем измерить концентрацию всех компонентов экосистемы или определить все возможные вклады в эксергию в экосистеме;

– при вычислении эксергии всегда получают относительные ее значения, так как эксергию вычисляют относительно определенной и заранее выбранной системы отсчета.

9. Построение интегральных экологических индикаторов на основе использования функции «желательности» Харрингтона

Существует множество подходов к интегральной оценке экологического состояния и качества воды в природных водных экосистемах [Гелашвили и др., 2010; Risnik et al., 2013]. Эти подходы опираются на гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические и экологические данные наблюдений, на основе которых затем рассчитываются соответствующие показатели (индексы). Каждая методика нередко использует свою собственную систему показателей. Многие показатели не являются универсальными. Они не применимы ко всем водным экосистемам в разных географических зонах, для разных водных масс одной и той же гидроэкосистемы и даже для разных сезонов [Bikbulatov, Stepanova, 2011]. Это особенно справедливо для тех компонентов, которые формируют гидрохимическую и гидробиологическую структуры водных экосистем разного типа.

Анализ и оценка состояния сложных систем, каковыми, несомненно, являются экосистемы, приводит к многокритериальным задачам, при решении которых используются методы и принципы нечеткой логики. Необходимость решения такого рода задач привела к тому, что в последние годы получил развитие сравнительно новый подход, который использует различные варианты функций желательности (desirability function) для оценки экологического состояния и качества воды по гидрофизическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям. В качестве функции желательности наиболее часто используют функцию желательности Харрингтона [Адлер и др., 1976; Harrington, 1965]. Эта функция определена в интервале от 0 до 1. Ее используют в качестве безразмерной шкалы (шкалы «желательности») для оценки уровней и параметров оптимизации при принятии управленческих решений или же для оценки экологического состояния и качества водной среды. Конкретным значениям экологического параметра эта шкала ставит в соответствие условные баллы экологического состояния системы – от «очень хорошо» до «очень плохо». Построение шкалы «желательности» и установление соответствия между значениями параметров и их «желательностью» – наиболее сложный и ответственный шаг в процедуре вычисления комплексного показателя (индикатора состояния экосистемы).

В теории функции желательности разные исследователи предлагают свои варианты шкалы «желательности», которая разбивается на ряд интервалов или же на ней отмечают только некоторые – реперные точки. Обычно в качестве реперных точек используют точки перегиба значений функции желательности. В этом случае границами классов служат точки перегиба функции желательности Харрингтона, имеющие ординаты 0,8; 0,63; 0,37; 0,2. К ним необходимо добавить еще две характерные точки – точки минимума и максимума функции. Последняя из них является естественной точкой перегиба при ординате 1,0. Все вместе они задают стандартные отметки на шкале желательности: «очень хорошо» (1,0–0,8), «хорошо» (0,8–0,63), «удовлетворительно» (0,63–0,37), «плохо» (0,37–0,2), «очень плохо» (0,2–0,0). Таким образом, точки перегиба функции можно принять за границы классов и тем самым устранить произвол при установлении количества классов при различных способах классификации [Кучай и др., 2016; Bikbulatov, Stepanova, 2011].

Рассмотрим некоторые вычислительные аспекты процедуры построения комплексного показателя на основе функции желательности. Пусть у нас имеется ряд значений y_i , ($i = \overline{1, N}$) (где N – число измерений) некоторого измеряемого в ходе мониторинга параметра водной среды или значения некоторого параметра оптимизации. Таких наборов (рядов) наблюдений и параметров оптимизации самой разной природы может быть сколь угодно много. Например, это могут быть данные по гидрологии, гидрохимии, гидробиологии, данные по структуре и функциональным характеристикам сообществ и т.п. Суть метода состоит

в том, что значения каждого из значений y_i переводят в соответствующие значения g_i ($i = \overline{1, N}$) функции желательности. Затем с учётом оценок уровней для отдельных параметров рассчитывают комплексный показатель, или обобщённую функцию желательности G , представляющую собой среднее геометрическое «желательностей» g_i отдельных параметров: $G = \sqrt[N]{g_1 \cdot g_2 \cdot \dots \cdot g_N}$. В результате обобщённая функция желательности G оказывается единственным параметром взамен многих исходно измеряемых параметров. В некоторых случаях для расчета функции G учитывают «вес» γ_i каждого из параметров g_i . В таком случае обобщённую функцию желательности вычисляют следующим образом: $G = \sqrt[N]{g_1^{\gamma_1} \cdot g_2^{\gamma_2} \cdot \dots \cdot g_N^{\gamma_N}}$. При выборе значений весовых коэффициентов γ_i можно учитывать, например, степень превышения ПДК или какого-либо иного установленного норматива для параметра g_i .

Возможны два способа перевода значений показателей эффективности в соответствующие «желательности», которые зависят от вида ограничений для данного критерия – одностороннего или двустороннего. Обычно имеют дело с двусторонними ограничениями значений параметра y_i . В таком случае $y_{min} \leq y_i \leq y_{max}$, а функцию желательности g_i для каждого i -го значения параметра ($i = \overline{1, N}$) вычисляют по следующему соотношению:

$$g_i = \exp\left(-(|y'_i|)^m\right),$$

где

$$y'_i = \frac{2y_i - (y_{max} + y_{min})}{y_{max} - y_{min}}.$$

Нетрудно видеть, что если $y_i = y_{min}$, то тогда $y'_i = -1$. Если же $y_i = y_{max}$, то тогда $y'_i = 1$. Показано [Кучай и др., 2016; Bikbulatov, Stepanova, 2011], что значение показателя степени m без потери общности можно принять равным 2. Для конкретного водоема произвол в выборе двусторонних границ его компонентов может быть устранен, если принять за наиболее предпочтительные величины этих компонентов среднеарифметические значения рядов многолетних наблюдений и установить границы с помощью среднеквадратического отклонения [Кучай и др., 2016; Bikbulatov, Stepanova, 2011; Risnik et al., 2013].

Значения обобщённой функции желательности G можно также использовать в качестве самостоятельных интегральных экологических индикаторов при проведении интегрированного анализа состояния водных экосистем. Например, можно исследовать его пространственно-временную динамику, строить по ним обобщенные аддитивные модели, исследовать режимные сдвиги в экосистеме и т.д. Очень интересным и перспективным представляется изучение взаимосвязей обобщенной функции желательности с термодинамическими функциями (величинами эксергии и структурной эксергии).

10. Основные подходы, этапы и примеры проведения интегрированного анализа состояния водных экосистем

На сегодняшний день (несмотря на огромное количество проведенных исследований и опубликованных работ) единое видение и системное понимание того как нужно подходить к процедурам количественной оценки состояния водных экосистем отсутствует. Тем не менее можно выделить основные этапы проведения интегрированного анализа, последовательное выполнение которых позволяет получать всеобъемлющие количественные и достаточно четкие критерии для оценки эффективности индикаторов и выбора надежной совокупности индикаторов с учетом региональных условий и конкретных потребностей управления [Otto et al., 2018]. Весь процесс состоит из следующих семи последовательных этапов:

– **первый этап.** Определение тенденции (идентификация характера тренда) для каждого из выбранных индикаторов. Для того чтобы выявить линейные или нелинейные долгосрочные изменения того или иного индикатора по всему имеющемуся временному ряду строят модель временного тренда с использованием обобщенных аддитивных моделей. Трендовый анализ проводят для каждого индикатора и каждого из выбранных регионов;

– **второй этап.** Поиск зависимости индикатора от внешних воздействий. Для того чтобы проверить чувствительность и надежность в зависимостях между выбранным индикатором и любым прямым или косвенным воздействием, в рамках обобщенных аддитивных моделей рассматривают только модели с одним воздействием в качестве объясняющей переменной;

– **третий этап.** Определение надежности установленных зависимостей индикаторов от внешних воздействий. На этом этапе проверяют, насколько хорошо предсказание модели соответствует набору тестовых данных, то есть тех данных, которые не использовали в процедурах настройки модели;

– **четвертый этап.** Определение диапазона изменчивости каждого из выбранных индикаторов в ответ на изменение внешних воздействий с использованием производных первого порядка (в случае нелинейных зависимостей изменчивости индикатора от внешних воздействий). Производные рассчитывают методом конечных разностей;

– **пятый этап.** Тестирование (проверка) потенциально возможных взаимодействий (зависимостей) между внешними воздействиями. Это в первом приближении позволяет избежать избыточности во множестве объясняющих переменных и в определенной мере решить проблему коллинеарности;

– **шестой этап.** Графическое представление (визуализация) полученных результатов;

– **седьмой этап.** Исследование избыточности и выбор надежных (устойчивых, робастных) наборов индикаторов. Для окончательной проверки избыточности применяют иерархический групповой кластерный анализ [Legendre P., Legendre L., 2012].

В качестве примера применения ИА можно привести результаты анализа состояния морской экосистемы в центральной части Балтийского моря [Möllmann et al., 2009]. Исследование выполнено на основе комплексного (интегрированного) рассмотрения гидроклиматических данных, данных по содержанию в воде соединений биогенных элементов, биомасс фито- и зоопланктона, а также данных промысла основных (наиболее важных) видов рыб. Интегрированный анализ выполнен на основе методов многомерной статистики. Было установлено, что за период с 1974 по 2005 гг. в экосистеме центральной части Балтийского моря произошли существенные структурные изменения. Высказано предположение о том, что «режимный сдвиг», по всей видимости, был обусловлен климатическими изменениями и последующими изменениями параметров водной среды. Эти резкие изменения затем были стабилизированы за счет петли обратной связи в пищевой цепи в результате воздействия на экосистему, обусловленного ведением рыбного промысла. В работе были представлены убедительные доказательства в поддержку утверждения о том, что комбинированное влияние климатических и антропогенных воздействий может играть роль триггера и при определенных условиях приводить к смене режима в экосистемах.

Отбор данных, которые были использованы в процедурах многомерного статистического анализа, выполнен с учетом следующих критериев:

– данные должны охватывать весь рассматриваемый период с 1974 по 2005 гг.;

– рассматриваемые ряды данных не должны содержать пропусков;

– выбранные данные и драйверы должны быть репрезентативными для рассматриваемой экосистемы;

– используемые в анализе переменные должны иметь низкую степень кросс-корреляции.

Такие основные требования к формированию массивов исходных данных остаются неизменными и во всех других исследованиях, в которых применяется интегрированный анализ состояния водных экосистем.

Методы численного анализа при проведении интегрированного анализа включали в себя: построение обобщенных аддитивных моделей (GAM); метод главных компонент [Legen-

dre P., Legendre L., 2012]; метод последовательного обнаружения режимного сдвига (STARS) [Rodionov, 2004, 2006, 2015; Rodionov, Overland, 2005] с корректировкой, которая удаляет компонент «красного шума» из временного ряда. Известно, что стационарные процессы «красного шума» способны генерировать динамику, которая может быть неверно интерпретирована, то есть рассматриваться как «режимы». Метод STARS имеет ряд неоспоримых преимуществ по сравнению с другими способами обнаружения «режимного сдвига». Этот метод не требует никаких априорных гипотез о предполагаемых сроках наступления смены режима; может обнаруживать как резкие, так и постепенные изменения режима; способен достаточно рано обнаруживать «сдвиг» режима.

В работе Л. Бергстрём с соавторами [Bergström et al., 2010] проведен интегрированный анализ состояния и временной динамики различных характеристик экосистем сразу нескольких районов Балтийского моря за период с 1971 по 2008 гг. Для проведения анализа были использованы временные ряды данных по абиотическим и биотическим переменным. В этих рядах содержится информация о климате, гидрографии, содержании в воде соединений биогенных элементов, численности и биомассе фитопланктона, зоопланктона, основных промысловых видах рыб и показателях промысла, а также (там, где имелись данные) для бентоса и хищников верхнего трофического уровня, таких, например, как тюлени. Требования и критерии для выбора переменных, а также методы анализа данных были описаны ранее в работе К. Мёльманна [Möllmann, 2009]. Во всех рассмотренных экосистемах в течение последних двух-трех десятилетий были обнаружены выраженные структурные изменения («сдвиги» режима). Основной период структурно-функциональных перестроек в Балтийском море наблюдался между 1987 и 1989 годами. В эти годы отчетливые и синхронизированные во времени изменения в развитии экосистем были обнаружены во всех исследованных районах. Эти изменения можно характеризовать как низкочастотные и резкие изменения, затрагивающие сразу несколько трофических уровней и происходящие в географическом масштабе крупной морской экосистемы. Таким образом, имелись все характерные признаки подлинного «сдвига» экосистемного режима. Период с 1988 по 1993 гг. считают периодом перехода, который характеризует как начало, так и конец перестройки экосистем. Во время этой фазы в Балтийском море сложились экстремальные абиотические условия: низкая соленость и низкие концентрации растворенного в воде кислорода, и в то же время – высокие значения температуры воды, повышенное содержание в воде биогенных веществ, а также высокие темпы промыслового изъятия трески. Все эти причины и обусловили возникновение «режимного сдвига» и переход экосистемы к новому состоянию [Möllmann et al., 2009]. Полученные в данной работе результаты показывают, что изменения во всех субэкосистемах Балтики были обусловлены сочетанием климатической, гидрографической изменчивостей, чрезмерного промысла (переловом) и процессами эвтрофикации.

В работе К. Мёльманна с соавторами [Möllmann, 2014] можно найти пример удачного опыта применения ИА для условий центральной части Балтийского моря при оценке состояния запаса трех видов рыб: трески (*Gadus morhua*), балтийской сельди (салаки) (*Clupea harengus*) и шпрота (кильки) (*Sprattus sprattus*). Несмотря на все усилия по привлечению многовидовых моделей рыб к оценке запаса, такие модели в подавляющем числе случаев остаются одновидовыми. При этом в таких моделях, как правило, не учитываются многие важные экосистемные процессы. Поэтому попытка применения ИА, безусловно, представляет собой важный и необходимый этап исследований. ИА включал в себя использование таких многомерных статистических процедур, как тренд-анализ [Blanchard et al., 2010], модели авторегрессии, анализ с привлечением метода главных компонент [Legendre P., Legendre L., 2012], методы для определения этапов «режимных сдвигов» в изменении биотических и абиотических переменных [Rodionov, 2004, 2006, 2015; Rodionov, Overland, 2005], методы хронологической кластеризации [Legendre P., Legendre L., 2012], построение искусственных нейронных сетей на основе принципов нечеткой логики [Jarre et al., 2008]. Важный этап работы заключался также в поиске индикаторов «раннего предупреждения» [Scheffer et al., 2009; Scheffer et al., 2015] «режимных сдвигов» в экосистеме Балтийского моря

[Lindegren et al., 2012], которые могли быть обусловлены совместным влиянием резких климатических изменений, процессами эвтрофирования и нерегулируемого рыбного промысла. Результаты ИА были также использованы для разработки комплекса экосистемных индикаторов и рекомендаций для выполнения процедур моделирования (например, на основе такого подхода, как использование «ансамбля экологических моделей» разной структуры [Gårdmark et al., 2013], модельных платформ Ecospath и Ecosim [Christensen, Walters, 2004]). Они послужили в качестве дополнительного обоснования оценок состояния запаса тех или иных видов промысловых рыб, которые были получены на основе имеющихся моделей оценки запаса.

Интегрированный анализ, исследование и долгосрочное прогнозирование состояния и развития морских экосистем наиболее часто проводят для центральных, далеких от берега районов морей. Прибрежным районам морей уделяют при этом мало внимания. Однако условия и процессы, которые наблюдают в открытых и прибрежных частях морей, существенно отличаются друг от друга. Поэтому наблюдения из открытых районов моря не могут быть напрямую экстраполированы на прибрежные экосистемы.

В качестве примера использования ИА для прибрежных районов моря можно привести работу Дж. Олссона с соавторами [Olsson et al., 2015], в которой был использован интегрированный подход к оценке временной динамики 13 прибрежных экосистем региона Балтийского моря. Период исследования охватывал 20 лет – с 1990 по 2010 гг. Исследованы ключевые компоненты пищевых цепей данных экосистем и наиболее важные переменные, которые характеризуют внешние воздействия на состояние экосистем: климатические показатели, характеристики гидрологического режима, уровень биогенной нагрузки и трофический статус, воздействие промысла водных биологических ресурсов (рыболовства). Особое внимание было сосредоточено на изучении характера временной динамики развития биотических компонентов экосистем по каждому из 13 районов; сроков наступления любых резких изменений, происходящих в структуре экосистемы в каждом районе; взаимосвязи между компонентами экосистемы и переменными, которые являются характеристиками внешнего воздействия на экосистему.

Особого внимания заслуживает рассмотрение тех методов многомерного численного анализа, которые были использованы при проведении интегрированного анализа. Они включали в себя следующие этапы:

– изучение характера временной динамики развития биотических компонентов экосистем по каждому из 13 районов исследования. На этом этапе исследования был использован один из методов многомерного анализа – анализ главных координат (РСоА), который является методом метрического шкалирования. Использование РСоА основано на той же самой идее, которая заложена и в методе главных компонент (РСА) [Zuur et al., 2007]. Отличие РСоА от РСА состоит лишь в том, что в РСоА ординация может быть выполнена с использованием любого индекса сходства, а в РСА для этого используется корреляционная матрица [Legendre P., Legendre L., 2012]. Поскольку в РСоА используют метрические индексы сходства, то оси ординации можно использовать в качестве независимых переменных в любых дальнейших видах анализа. Переменные, которые используют в РСоА, обычно имеют разные размерности. Поэтому в РСоА (так же, как и в РСА) перед применением этого метода выполняют процедуру нормализации всех данных (т.н. z-трансформация);

– исследование сроков наступления любых резких изменений, происходящих в структуре биотических компонентов экосистемы. Изучение временной динамики первых двух главных координат и соответствующих факторных нагрузок на эти координаты позволяет проследить и оценить основные структурные изменения, которые происходят с течением времени в экосистеме. Случаи резких изменений в структуре компонентов экосистемы с течением времени можно оценить с помощью метода хронологической кластеризации [Legendre P., Legendre L., 2012]. Заметим, что такой же подход был использован и в работе [Möllmann, Diekmann, 2012], только там для анализа вместо РСоА применялся метод главных компонент;

– исследование взаимосвязи между биотическими компонентами экосистемы и переменными, которые являются характеристиками внешнего воздействия на экосистему (драйверами внешних воздействий). Поскольку первые две главные координаты в PCoA обычно несут основную информационную и смысловую нагрузку, то для исследования взаимосвязи между биотическими компонентами экосистемы и драйверами внешних воздействий рассматривали линейные корреляционные зависимости значений PCo1 и PCo2 от потенциальных переменных-драйверов. Переменные, которые наиболее тесно коррелировали с PCo1 и PCo2, интерпретировали как переменные, которые оказывают наиболее сильное влияние на временную динамику биотических компонентов и структурные особенности экосистем.

11. Некоторые критерии обнаружения «режимных сдвигов» в водных экосистемах

«Сдвиги» экологического режима могут быть определены как резкие, внезапные, достаточно продолжительные по времени изменения, которые происходят сразу на нескольких трофических уровнях экосистемы. Это приводит к быстрым структурно-функциональным перестройкам экосистемы при ее переходе от одного состояния динамического равновесия к другому [Conversi et al., 2015; Daskalov et al., 2007; Möllmann et al., 2009; Möllmann, Diekmann, 2012; Scheffer, Carpenter, 2003]. Такие сдвиги могут быть обусловлены внешними возмущениями, например климатическими колебаниями, чрезмерной эксплуатацией ресурсов экосистемы (перелов) [Lindegren et al., 2012a; Möllmann, Diekmann, 2012], процессами эвтрофикации и инвазии чужеродных для данной экосистемы видов [Daskalov et al., 2007]. Сложная структурная перестройка системы может определяться также и собственной внутренней динамикой нелинейной системы. Однако выявить точный механизм, в результате которого происходят системные сдвиги, часто не представляется возможным. Это трудно сделать потому, что задача восстановления механизма процесса по имеющимся временным рядам относится к классу некорректно поставленных задач, которые, как правило, не имеют единственного решения.

В работе Т. Андерсена с соавторами [Andersen et al., 2009] рассмотрены несколько методов и подходов к выявлению «режимных сдвигов» в системах самой разной природы. Многие из них в настоящее время реализованы практически при проведении интегрированного анализа экосистем, например Балтийского, Берингового, Северного, Средиземного, Черного, Японского морей, северной части Тихого океана, северо-западной и северо-восточной частей Атлантического океана [Bergström et al., 2010; Blanchard et al., 2010; Coll et al., 2016; Daskalov et al., 2007; deYoung et al., 2004; ICES, 2017; Lindegren et al., 2012a; Möllmann, Diekmann, 2012; Ols-son et al., 2015; Rodionov, 2015; Rodionov, Overland, 2005].

Большинство сообщаемых случаев и выводов о наличии «сдвигов» экологического режима обычно получают на основе анализа динамики временных рядов данных мониторинга. Вместе с тем прямые доказательства существования альтернативных состояний даже с помощью контролируемых экспериментов найти трудно, хотя такой опыт имеется [Schröder et al., 2005]. Это связано, в частности, с наличием в любой сложной динамической системе целой системы прямых и обратных связей [Daskalov et al., 2007], причем исследовать «изолированно» каждую из таких связей невозможно. Всегда имеет место «множественная причинность» – это правило, о котором следует помнить при изучении временной динамики сложных экологических систем, в том числе и при анализе смены режимов («режимных сдвигов») [Conversi et al., 2015; Daskalov et al., 2007; Lindegren et al., 2012a; Scheffer, Carpenter, 2003].

Существующие методы анализа и выявления «режимных сдвигов» обладают рядом статистических требований и накладывают достаточно жесткие ограничения на применение этих методов. Этим требованиям и ограничениям имеющиеся данные многолетних мониторинговых наблюдений не всегда соответствуют.

Изучение «режимных сдвигов» в экосистемах, а также «индикаторов раннего предупреждения» для резких изменений состояния экосистемы, устойчивости этих состояний, выявление

альтернативных стабильных состояний, их обратимости приобретает все большее значение – как в экологическом, так и в экономическом плане [Möllmann, Diekmann, 2012]. Реакция экосистем на изменения внешнего воздействия (например, климатические изменения, ведение рыбного промысла или процессы эвтрофирования) может быть качественно различной – от плавных, закономерным образом происходящих изменений в ответ на воздействия до резких, внезапных изменений, которые происходят в пределах достаточно короткого промежутка времени. Состояние одних экосистем может изменяться постепенно и непрерывно в ответ на внешнее воздействие, тогда как другим системам свойственна инерция, временные задержки или гистерезис в определенном диапазоне условий. В последнем случае динамическое поведение системы будет существенно нелинейным образом изменяться по мере того как внешние условия приближаются к своему критическому уровню или пороговому воздействию.

Предположение о потенциальном существовании альтернативных устойчивых состояний важно для понимания характера изменений свойств любых динамических систем (в том числе и экосистем) в ответ на внешние драйверы. Из этого следует, что если внешние условия изменяются достаточно сильно – так что они пройдут определенный, критический для функционирования данной системы порог, то произойдет резкий, «катастрофический переход», т.е. «режимный сдвиг» и система перейдет в новое устойчивое состояние. Для систем, которые имеют альтернативные устойчивые состояния, вероятность того, что произойдет «режимный сдвиг» и последующий переход из одного устойчивого состояния в другое, будет зависеть не только от силы внешнего воздействия, но также и от фактического состояния системы на данный момент времени.

Можно отметить несколько статистических методов выявления резких изменений экосистемы. Все они находят широкое использование в современной практике проведения интегрированного анализа состояния водных экосистем. Наиболее часто применяют следующие статистические методы:

- метод главных компонент [Legendre P., Legendre L., 2012];
- метод хронологической кластеризации [Legendre P., Legendre L., 2012];
- метод последовательного обнаружения режимного сдвига (STARS) [Rodionov, 2004, 2006, 2015; Rodionov, Overland, 2005].

Некоторые критерии для обнаружения «режимных сдвигов» можно сформулировать в виде ряда вопросов [Collie et al., 2004]. Ответы на эти вопросы должны помочь по результатам наблюдений определить существование и/или тип смены режима (гладкий (постепенный), резкий и прерывистый).

1. *Содержит ли временной ряд дискретные во времени статистически значимые ступенчатые изменения?* Для ответа на этот вопрос достаточно выполнить простой статистический тест на достоверность различий средних значений на каждом ряде лет – до точки предполагаемого скачка («режимного сдвига») и после него. Длина временного ряда на каждом участке должна быть достаточной для того, чтобы можно было выполнить необходимые статистические процедуры. Достоверность различий средних значений является необходимым условием существования «режимного сдвига». Однако по анализу только временного ряда невозможно установить конкретный тип смены режима.

2. *Имеют ли переменные, характеризующие состояние системы, бимодальное (мультимодальное) вероятностное распределение?* Утвердительный ответ на этот вопрос указывает на возможную смену режима («режимный сдвиг»), но не позволяет установить конкретный тип смены режима.

3. *Существуют ли различные функциональные соотношения между переменными в разных режимах?* Утвердительный ответ на этот вопрос указывает на возможную смену режима («режимный сдвиг»), но также не позволяет установить конкретный тип смены режима.

4. *Переходит ли система в разные устойчивые состояния при изменении начальных условий?* Утвердительный ответ на этот вопрос указывает на возможную смену режима («режимный сдвиг»). Однако (как правило, всегда) трудно провести надежные экспериментальные исследования непосредственно в морских экосистемах, которые позволяют исполь-

зовать различные начальные условия. В какой-то степени такие исследования можно провести с модельными мезо- и макрокосмами. Однако в этом случае существует проблема переносимости результатов эксперимента на реальные природные условия, поскольку может не выполняться ряд важных требований: модельная и реальная системы должны быть подобны по своим морфометрическим, гидрологическим условиям, иметь сходную пространственно-временную динамику развития гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических процессов. В некоторых случаях удастся разработать математическую модель процесса, которая позволяет проводить ее аналитическое исследование. Тогда зависимость динамического поведения системы в зависимости от начальных условий можно исследовать путем численных экспериментов.

5. *Переводит ли система в альтернативное состояние под воздействием внешних возмущений (воздействий)?* Утвердительный ответ на этот вопрос указывает на возможную смену режима («режимный сдвиг»).

6. *Имеются ли качественные и количественные отличия в характере временной динамики компонентов системы в зависимости от того, увеличивается или уменьшается внешнее воздействие на нее?* Если да, то это является свидетельством гистерезиса и наличием прерывистого «режимного сдвига».

7. *Имеются ли локальные экстремумы второй производной для временных рядов?* Вторая производная характеризует ускорение, то есть изменение скорости происходящих в системе динамических процессов. Если система пересекает так называемую «седловую точку», которая является точкой неустойчивого равновесия, то она должна ускоряться, что и будет показывать вторая производная. Этот эффект, если он присутствует, может быть трудноуловимым на практике. Его можно легко наблюдать и исследовать в математических моделях. Сделать это в сильно зашумленных данных натуральных наблюдений без использования специальных методов фильтрации значительно труднее, иногда даже и невозможно.

Положительные ответы на вопросы 1–3 являются необходимыми, но недостаточными условиями для установления факта прерывистого (скачкообразного) «режимного сдвига» в экосистеме. Положительные ответы на вопросы 4–7 являются достаточными для того, чтобы с уверенностью можно было утверждать о том, что в системе имеется несколько устойчивых состояний, переход между которыми может рассматриваться как «режимный сдвиг». Вместе с тем следует признать, что во многих случаях имеющиеся на сегодняшний день морские данные наблюдений не дают достаточных оснований для доказательства того, что в той или иной экосистеме имел место факт «режимного сдвига». Более того, существуют как сторонники, так и противники даже самой концепции «режимного сдвига» в экосистемах [Beauregard, 2015; Di Lorenzo E., Ohman, 2013; Doney, Saille, 2013; Scheffer, Carpenter, 2003]. Нет единой точки зрения о реальном существовании альтернативных устойчивых состояний, а также о том, не являются ли резкие изменения в морских экосистемах просто стохастическим шумом [Di Lorenzo E., Ohman, 2013; Doney, Saille, 2013].

Ключевой характеристикой «сдвига» режима является то, что временная шкала изменений между альтернативными устойчивыми состояниями оказывается намного короче, чем промежутки времени в чередующихся состояниях [deYoung et al., 2004]. Это прагматическое определение может быть применено или (возможно) проверено путем измерения скорости изменения характеристик временных рядов тех данных, которые используют для описания текущего состояния и временной динамики компонентов системы. При этом описание самого состояния не обязательно должно быть точным, поскольку всеобъемлющее и точное определение того, что такое «состояние» экосистемы, на сегодняшний день отсутствует. Описания различий между состояниями должны включать в себя несколько компонентов экосистемы, охватывать несколько трофических уровней, рассматривать разные пути передачи и трансформации вещества и энергии.

Остается открытым очень важный вопрос о том, сколько состояний устойчивого равновесия на самом деле существует (или может существовать) в экосистеме. Неясны также

причины и механизмы, которые приводят к потере устойчивости и возникновению «режимных сдвигов» [Conversi et al., 2015]. Требуются исследования и по таким важным вопросам:

– как долго, в силу каких причин, через какие структурно-функциональные перестройки система после «режимного сдвига» переходит в новое состояние динамически устойчивого равновесия?

– способны ли шумовые составляющие динамики абиотических параметров водной среды индуцировать процессы режимных сдвигов и переходы между альтернативными устойчивыми состояниями?

Такая возможность известна для многих физико-химических и биофизических сильнонеравновесных систем [Хорстхемке, Лефеве, 1987], однако применительно к водным экосистемам такой механизм в настоящее время совершенно не исследован.

Для пелагических морских систем остается проблемным вопрос о том, на самом ли деле изменение режима связано со сменой альтернативных состояний [Beaugrand, 2015; Di Lorenzo, Ohman, 2013; Doney, Saille, 2013]. Традиционно многие исследователи пытаются связать наблюдаемые «сдвиги» морского режима с каким-то одним драйвером (одним фактором). Это частично связано с трудностью поиска данных по всем потенциальным стрессорам. Однако все чаще исследования по смене режима склоняются к концепции множественных драйверов [Daskalov et al., 2007; deYoung et al., 2004; Lindegren et al., 2012; Scheffer, Carpenter, 2003], которые могут (но не всегда обязательно) способствовать резким изменениям. Общая динамика пищевой цепи и ее восприимчивость к резким сдвигам зависят от системы трофических взаимодействий внутри экосистемы, на которые влияют многочисленные взаимодействующие между собой внешние факторы (стрессоры) [Conversi et al., 2015]. Эти взаимодействия во многих случаях проявляются не сразу, а только через определенный промежуток времени (то есть с временной задержкой, с инерцией), причем некоторые стрессоры снижают устойчивость экосистемы задолго до смены режима [Di Lorenzo E., Ohman, 2013; Doney, Saille, 2013; Scheffer, Carpenter, 2003].

Одиночные драйверы сами по себе могут быть достаточно сильными для того, чтобы вызвать смены режима в экосистеме. Тем не менее важно иметь в виду также и синергетические эффекты от воздействия нескольких одновременно действующих факторов [Daskalov et al., 2007; deYoung et al., 2004]. Множественное комбинированное внешнее воздействие значительно увеличивает вероятность «сдвигов» режима в результате уменьшения буферной способности экосистемы [Lindegren et al., 2012a].

12. Использование «индикаторов раннего предупреждения» для обнаружения «режимных сдвигов» в состоянии экосистемы

Переходы между альтернативными состояниями (так называемые «режимные сдвиги») происходят во множестве динамических систем, включая и экосистемы. Явление «критического замедления» позволяет выделить три характерные особенности поведения любой динамической системы вблизи точки бифуркации (или, другими словами, зоны критического перехода), которые могут быть использованы для разработки системы индикаторов раннего предупреждения появления в системе «режимных сдвигов» [Scheffer et al., 2009]. К ним относятся: более низкая способность системы восстанавливаться, под которой понимают ее способность возвращаться в первоначальное состояние динамического равновесия после прекращения действия возмущения (т.е. внешнего и/или внутреннего воздействия на систему); рост автокорреляции (временной и/или пространственной); нарастание временной дисперсии анализируемых показателей состояния динамической системы [Scheffer et al., 2015]. Кроме перечисленных выше особенностей, можно отметить также увеличение степени асимметрии флуктуаций анализируемых показателей по мере приближения динамической системы к зоне критического перехода [Scheffer et al., 2009].

Автокорреляция с лагом 1 учитывает состояние системы на данный момент времени и на один выбранный временной шаг назад. Автокорреляция с лагом n учитывает состояние сис-

темы на данный момент времени и на n выбранных временных шагов назад. Таким образом, автокорреляция позволяет проанализировать «память» динамической системы. Если наиболее высоким оказался коэффициент автокорреляции первого порядка, то исследуемый ряд содержит только тенденцию. По коэффициенту автокорреляции первого порядка можно судить о наличии линейной (или близкой к линейной) тенденции. Если наиболее высоким оказался коэффициент автокорреляции порядка n , то ряд содержит циклические колебания с периодичностью в n моментов времени. Если ни один из коэффициентов автокорреляции не является значимым, можно сделать одно из двух предположений относительно структуры этого ряда: либо ряд не содержит тенденции и циклических колебаний, либо ряд содержит сильную нелинейную тенденцию, для выявления которой нужно провести дополнительный анализ. По мере приближения к области (зоне) критического перехода («режимного сдвига») поведение переменных состояния динамической системы становится все более и более похожим на броуновское блуждание. Вместе с нарастанием автокорреляции первого порядка растет и временная дисперсия (разброс) значений для всех переменных состояния [Scheffer et al., 2015]. В предельном случае, то есть вблизи точки бифуркации системы, значение автокорреляции с лагом 1 стремится к единице, а значение дисперсии – к бесконечности. В свою очередь, область устойчивости системы по мере приближения к зоне «режимного сдвига» становится все менее и менее симметричной. Это приводит к нарастанию асимметрии флуктуаций дисперсии для всех переменных состояния системы и вызывает асимметрию в их распределении.

В последние годы вычислительные процедуры, которые используются для выявления резких изменений в реальных экосистемах, значительно улучшились благодаря достижениям в теории динамических систем и статистических методах. Однако эти методы в основном предназначены для обнаружения смены режимов, когда такие резкие изменения уже произошли. Вместе с тем следует помнить о том, что для многих практически важных задач необходимо заранее знать о приближающихся «режимных сдвигах». Для этого используются так называемые «индикаторы раннего предупреждения». Было предложено несколько индикаторов раннего предупреждения при описании и анализе временной динамики сложных систем, близких к состоянию («режиму») критического перехода [Scheffer et al., 2009]. Для этого обычно используют анализ временной динамики дисперсий и автокорреляций для ключевых экологических показателей состояния экосистем. Вместе с тем нетрудно видеть, что такой подход имеет существенное ограничение, связанное с необходимостью получения достаточно длительных рядов наблюдений экологических параметров (а такие ряды имеются далеко не всегда). При этом также нужно помнить и о том, что ошибки при проведении гидробиологических исследований, как правило, очень велики, что не может не отражаться на вычислении показателей дисперсии и автокорреляции. Поэтому возникает вопрос о том, что на самом деле будут характеризовать вычисляемые статистические показатели: приближение системы к состоянию критического перехода или же просто оценивать разброс, вызванный ошибками при получении данных наблюдений.

В работе М. Линдегрена с соавторами [Lindegren et al., 2012b], к примеру, в качестве индикаторов раннего предупреждения для центральной части Балтийского моря использовали данные мониторинга по пространственно-временной динамике ключевых для этой части моря индикаторных видов зоопланктона – копепод *Pseudocalanus acuspes* и *Acartia* spp. (для всех весенних сезонов периода 1960–2008 гг.). При этом были использованы разные статистические методы выявления трендов и структурных изменений (нарушений) во временных рядах: индикаторы «критического замедления», анализ трендов временных рядов, шифрограммы, или сдвиговые диаграммы. Остановимся на сути этих методов подробнее.

Индикаторы «критического замедления». Идея этого подхода состояла в том, что рассчитывали временную дисперсию (SD) и автокорреляцию с временным лагом 1 (AR(1)) во временных рядах (без сезонного тренда) средней весенней биомассы копепод *Pseudocalanus acuspes* и *Acartia* spp. Вычисления проводили в пределах скользящих временных окон длиной 10, 15 и 20 лет. Предполагали, что временная дисперсия и автокорреляция нарастают по мере приближения к зоне «критического перехода», поскольку теоретически известно, что по мере

приближения системы к неустойчивому равновесию постепенно возрастает амплитуда и коррелированность временных колебаний [Scheffer et al., 2009]. В качестве меры пространственной неоднородности использовали расчет коэффициентов пространственной вариации. Как и для временной дисперсии, было показано, что пространственные дисперсия или коэффициент вариации возрастают по мере приближения к зоне «катастрофического сдвига». Кроме того, пространственная корреляция также может меняться вблизи зоны «критического перехода».

Анализ трендов временных рядов. Тренд-анализ временных рядов специально не предназначен для раннего обнаружения смены режима. Вместе с тем идея использования анализа тенденций в качестве сигнала раннего предупреждения состоит в возможности обнаружения небольшого увеличения скорости изменения возрастающего или нисходящего тренда в экологических временных рядах до момента наступления критического перехода. При таком подходе сначала на основе использования обобщенных аддитивных моделей (GAM) [Legendre P., Legendre L., 2012] строили временной тренд и затем на каждом временном шаге вычисляли вторые производные, которые являются мерой ускорения для скорости изменения временного ряда экологических наблюдений. Для вычисления вторых производных можно использовать либо сплайны, либо конечно-разностные аппроксимации различного типа.

Шифтограммы (сдвиговые диаграммы). Этот метод используют не столько для раннего обнаружения, сколько для идентификации уже произошедшей смены режимов, которая происходит в результате критического перехода. Он основан на оценке статистических моделей временных рядов, включающих структурные разрывы, и объединяет несколько статистических индикаторов в так называемую «шифтограмму» или «сдвиговую диаграмму».

Результаты проведенного исследования показали, что для обнаружения и надежной оценки сигналов раннего предупреждения критических переходов в экосистеме необходимо использовать сразу несколько методов анализа [Lindegren et al., 2012b].

13. Некоторые алгоритмы раннего выявления «режимного сдвига», которые используются при проведении интегрированного анализа состояния экосистем

Эмпирические исследования сдвигов климатического режима обычно используют подтверждающие статистические методы с априорной гипотезой о сроках наступления сдвигов [Rodionov, 2004]. Был разработан целый ряд методов для обнаружения сдвига режима или разрыва во временных рядах климатических данных. Как правило, эти методы используют стандартные статистические методы, такие, например, как тесты Стьюдента или Манна-Кендалла или же их модификации. Хотя существуют методы автоматического обнаружения разрывов во временном ряду, возможность их практического применения резко уменьшается на концах временной серии. Практически это означает, что для того, чтобы обнаружить смену режима с определенной степенью уверенности, необходимо накопить достаточное количество данных (не менее 10 или более лет) для применения формального статистического теста. К тому времени, когда эти данные будут доступны, система может быть близка к смещению еще раз в какое-то другое состояние. Поэтому очень важно найти инструмент, позволяющий оценить вероятность смены режима с минимальной задержкой, а затем следить за тем, как эта вероятность изменяется с течением времени.

Одним из возможных подходов к этой проблеме является использование последовательной технологии обработки данных [Rodionov, 2004, 2006, 2015]. При последовательном анализе число наблюдений не фиксировано. Анализ и тестирование наблюдений выполняют последовательно. Для каждого нового наблюдения выполняют тест для определения действительности нулевой гипотезы H_0 (в данном случае – наличие «сдвига» режима). Имеется три возможных результата теста: принять H_0 , отклонить H_0 или продолжить тестирование. Алгоритм, основанный на этой очень общей идее, будет описан ниже.

В работе С.Н. Родионова [2004] предложен последовательный алгоритм STARS (Sequential t-Test Analysis of Regime Shifts), который позволяет осуществить раннее выявление «режимного сдвига» и последующий мониторинг изменений его величины с течением времени. Этот алгоритм может обрабатывать данные наблюдений независимо от того, представлены ли они в виде аномалий или абсолютных значений. Его можно легко использовать для автоматического расчета сдвигов режима в больших наборах переменных. Алгоритм STARS предполагает выполнение следующих вычислительных этапов (шагов):

– **первый этап.** Необходимо установить длину l выделения последовательных режимов, которые должны быть определены для переменной X . Параметр l подобен уровню среза при фильтрации нижних частот;

– **второй этап.** Необходимо определить различия между средними значениями двух последовательных режимов, которые будут статистически значимыми в соответствии с t -критерием Стьюдента: $Diff = t\sqrt{2\sigma_l^2/l}$, где t – значение t -распределения с $2(l-1)$ степенями свободы при заданном уровне значимости P . При этом мы предполагаем, что дисперсии σ_l^2 рядов данных для переменной X на двух последовательных режимах длиной l одинаковы;

– **третий этап.** В качестве количественной оценки режима R_1 на начальном интервале длиной l необходимо вычислить среднее значение \bar{x}_{R_1} для переменной X , а также те уровни $\bar{x}'_{R_2} = \bar{x}_{R_1} \pm Diff$ изменения переменной X , которые могут быть достигнуты на следующем интервале длиной l . Эти уровни будут участвовать в количественной оценке режима R_2 – предполагаемого «режимного сдвига»;

– **четвертый этап.** Для каждого нового значения x_i переменной X , начиная с года $i = l + 1$, проверить, больше ли это новое значение $\bar{x}_{R_1} + Diff$ или меньше $\bar{x}_{R_1} - Diff$. Если оно не превышает размаха $\bar{x}_{R_1} \pm Diff$, то на этом основании предполагают, что текущий режим не изменился. В этом случае пересчитывают среднее значение \bar{x}_{R_1} для того, чтобы включить новое значение x_i и $l-1$ прежних значений переменной X . Если же новое значение x_i превышает размах $\bar{x}_{R_1} \pm Diff$, то этот i -ый год считают той стартовой точкой j , с которой начинается режим R_2 – «режимный сдвиг»;

– **пятый этап.** После того, как точка «режимного сдвига» установлена, каждое новое значение x_i , где $i > j$, используют для принятия или отклонения нулевой гипотезы H_0 о наличии «сдвига режима» в году с номером j . Если разность аномалии $x_i - \bar{x}'_{R_2}$ имеет тот же самый знак, что и на момент времени j , то это является дополнительным подтверждением того, что «режимный сдвиг» на самом деле имел место. Обратное утверждение верно в том случае, если аномалии имеют противоположные знаки. Для того, чтобы быть уверенными в том, что при $i = j$ имеет место «режимный сдвиг», рассчитывают индекс «режимного сдвига» (RSI), который представляет собой сумму нормализованных аномалий следующего

вида: $RSI_{i,j} = \sum_{i=j}^{j+m} \frac{x_i^*}{l\sigma_l}$, $m = 0, 1, 2, \dots, l-1$, где $x_i^* = x_i - \bar{x}'_{R_2}$, если имеет место сдвиг вверх, или

$x_i^* = \bar{x}'_{R_2} - x_i$, если имеет место сдвиг вниз. Если в любой момент времени из промежутка от $i = j + 1$ до $i = j + l - 1$ значение RSI отрицательно, то процесс вычисления продолжают с шага 6, в противном случае необходимо перейти к шагу 7 алгоритма;

– **шестой этап.** Отрицательное значение RSI означает, что тест на смену режима в году с номером j не выполнен. После установления данного факта нужно присвоить RSI нулевое значение. Затем необходимо пересчитать значение \bar{x}_{R_1} , включив в него значение x_j ,

и продолжить проверку значений x_i начиная с номера $i = j + 1$ для проверки превышения диапазона $\bar{x}_{R_1} \pm Diff$, как это делалось ранее на шаге 4 алгоритма;

– **седьмой этап.** Положительное значение RSI означает, что «сдвиг режима» в году с номером j статистически значим на уровне значимости P . После того, как факт «режимного сдвига» установлен, необходимо рассчитать фактическое среднее значение \bar{x}_{R_2} для нового режима. На этом этапе он становится базовым. Тест будет продолжаться дальше уже относительно этого нового базового уровня. Поиск следующего момента смены режима R_3 начинают с момента времени $i = j + 1$. Этот шаг назад необходим для того, чтобы убедиться, что время следующего «сдвига режима» определено правильно, даже если фактическая продолжительность режима R_2 была меньше 1 года. Расчеты циклически продолжаются с 4 по 7 шаги до тех пор, пока обрабатываются все доступные данные для переменной X . Если имеется несколько переменных, то конечное значение RSI представляет собой среднее значение RSI для каждой переменной.

Длина l выделения последовательных режимов определяет минимальную длину режимов, для которых величина «сдвигов» остается неизменной. По мере увеличения длины l число степеней свободы также увеличивается. Это означает, что и величина статистически значимой разницы между средними значениями для двух последовательных режимов будет уменьшаться.

Важно отметить, что данный алгоритм предназначен для обнаружения резких сдвигов. Однако он может не работать в том случае, если переход от одного режима к другому становится постепенным и плавным. Следует также подчеркнуть, что предложенный здесь метод не может определить, являются ли наблюдаемые режимы реализацией процессов с нормальным распределением вероятностей, с «красным шумом» или «истинных» режимов с разными статистическими характеристиками. Это является общим свойством всех имеющихся в настоящее время методов обнаружения «сдвига» режима.

Алгоритм STARS не требует первоначальной визуальной проверки временного ряда и априорной гипотезы о конкретном моменте времени сдвига. Он может обрабатывать временные ряды сразу с несколькими временными сдвигами [Rodionov, Overland, 2005].

В работе С.Н. Родионова [2006] предложена процедура удаления «красного шума» из временного ряда с потенциально «истинными режимными сдвигами». После этого временный ряд может обрабатываться любым методом обнаружения «сдвига» режима.

Поясним суть «проблемы красного шума» во временных рядах данных. Рассмотрим для переменной X модель авторегрессии первого порядка: $X_t = \mu + \rho X_{t-1} + \varepsilon_t$, где $|\rho| < 1$ – параметр авторегрессии, ε_t – нормально распределенная независимая случайная величина с нулевым средним и дисперсией σ^2 . Когда ρ положительно, то процесс представляет собой «красный шум». Его энергия монотонно уменьшается по мере увеличения частоты. Если $\rho = 0$, то мы имеем дело с «белым шумом». В этом случае энергия – одна и та же на всех частотах. Когда ρ отрицательно, то процесс представляет собой «фиолетовый шум». Его энергия монотонно увеличивается с увеличением частоты. Если $\rho = 1$, то такой процесс называют «случайным блужданием». Для него приращение $X_t - X_{t-1} = \mu + \varepsilon_t$ является чисто случайной величиной. Из-за инерции в процессах «красного шума», определяемых значением ρ , они характеризуются расширенными интервалами, в пределах которых временной ряд остается выше или ниже его среднего значения. Эти интервалы могут быть неверно истолкованы как разные «режимы». Именно поэтому необходимо либо пересчитать уровень значимости, принимая во внимание сериальную корреляцию, либо использовать предварительную процедуру, которая заключается в удалении «красного шума» из временного ряда наблюдений. Ситуация становится еще более сложной, если временные ряды содержат как «сдвиги» режима, так и «красный шум», то есть базовая модель принимает следующий вид: $X_t = (\mu_t - \rho\mu_{t-1}) + \rho X_{t-1} + \varepsilon_t$. В этом случае использование всех доступных данных

для оценки параметра ρ будет вводить в заблуждение, что приведет к неверным результатам, их интерпретации и последующим выводам.

Возможное решение этой проблемы состоит в использовании подвыборок [Rodionov, 2006]. Размер таких подвыборок следует выбирать так, чтобы большинство из них не содержало точек изменения, то есть смены режима. Предполагая, что смены режима происходят с регулярным интервалом в l лет, это условие выполняется, если размер m подвыборки будет меньше или равен $(l+1)/3$. В этом случае оценку ρ можно выбрать в качестве медианного значения среди оценок для всех подвыборок. На практике, однако, для нахождения правильного значения m требуются некоторые предварительные эксперименты. После того как в исходной выборке будет отфильтрован «красный шум», к оставшимся значениям временного ряда можно применять все известные методы обнаружения «режимных сдвигов», например метод последовательной технологии обработки данных [Rodionov, 2004].

Алгоритм STARS получил свое дальнейшее развитие и в настоящее время процесс обнаружения и обоснования статистической значимости «режимных сдвигов» рассматривается как трехэтапная процедура [Rodionov, 2015]. На первом этапе оценивают достоверность режимного сдвига по средним значениям для каждого временного интервала, который рассматривают в качестве режимного периода длиной l [Rodionov, 2004, 2006]. На втором этапе оценивают достоверность режимного сдвига по значениям дисперсий для тех же самых выделенных временных интервалов. Только теперь вместо t -статистики используется F -статистика для оценки критической дисперсии для нового режима. На третьем этапе «режимный сдвиг» оценивают по выборочным коэффициентам корреляции.

Трехэтапная процедура способна автоматически обнаруживать множественные точки изменения режимов, которые происходят в заранее неизвестное время. Она также позволяет осуществлять раннее предупреждение и мониторинг смены режима.

14. Использование процедуры декомпозиции тензора при выполнении интегрированного анализа состояния водных экосистем

Исследование и понимание механизмов пространственной и временной динамики сообществ, содержащих большое количество видов, представляет собой ключевую проблему в экологии и имеет решающее значение для разработки мер по сохранению и рациональному использованию водных биологических ресурсов морских экосистем [Frelat et al., 2017]. Однако изучение процессов формирования пространственно-временной динамики комплексов видов представляет собой трудную в методическом отношении задачу. Ее решение требует применения особых методов анализа, которые учитывают многомерный характер данных. Фактически данные, которые описывают структуру сообщества, по своей природе являются многомерными. Наборы данных обычно получают из программ мониторинга с повторной выборкой в нескольких местах – точках (станциях) отбора проб. С технической точки зрения эти данные могут быть организованы как трехмерный массив (т.е. тензор 3-го порядка). В таком трехмерном массиве данные виды, входящие в состав сообщества, точки отбора проб и время отбора проб являются его тремя измерениями.

Традиционные и широко распространенные подходы, которые применяются в экологии сообществ (такие, например, как анализ главных компонент (PCA), канонический анализ соответствий (CCA) или анализ избыточности (RDA) [Legendre P., Legendre L., 2012; Zuur et al., 2007]), используют методы многомерного анализа с двумя измерениями. Поскольку большинство статистических методов разработаны для анализа матриц, то одно из трех измерений при анализе данных по структуре сообщества часто «приносится в жертву» для того, чтобы редуцировать 3D-массив в 2D-матрицу. Одним из способов сохранения полной информации в 3D-наборах данных является расширение многомерного анализа до нескольких таблиц (например, так, как это реализовано в методах STATIS, STATICO [Thioulouse et al., 2004]) с одновременным анализом последовательностей пар этих экологических таблиц. Однако такой подход имеет свои ограничения и не позволяет в полной мере решать задачи пространственно-временного анализа данных и процессов.

Известны различные подходы к реализации процедуры декомпозиции тензора [Kolda, Bader, 2009; Leibovici, 2010]. С практической точки зрения, метод РТА (Principal Tensor Analysis) представляет собой наиболее простой в интерпретации и достаточно устойчивый и надежный с вычислительной точки зрения метод для разложения тензора [Leibovici, 2010]. Во многих отношениях метод РТА похож и идейно связан с РСА.

РТА завершается после тех же самых трех шагов, что и РСА:

- масштабирования;
- выбора соответствующих компонентов, которые берут на себя основную смысловую нагрузку (то есть максимальный процент объясненной изменчивости (дисперсии) исходных данных);
- визуального графического представления и последующей интерпретации выбранных компонентов.

Масштабирование и преобразование (трансформация) исходных данных является важным предварительным шагом анализа данных. В экологических исследованиях обычно используют $\log(x+1)$ - трансформацию данных по численности и биомассе гидробионтов. Масштабирование (центрирование) данных производят для того, чтобы наиболее редкие и наиболее значимые в сообществе виды (доминанты) имели одинаковые веса.

Потенциальные внешние драйверы могут быть идентифицированы посредством корреляционного анализа с выделенными главными тензорами. Как и для РСА, в методе РТА также можно применять метод хронологической кластеризации и ряд других методов кластерного анализа [Legendre P., Legendre L., 2012].

15. Проблема коллинеарности между экологическими индикаторами и переменными, которые используются при выполнении статистических процедур интегрированного анализа состояния водных экосистем

Коллинеарность (или мультиколлинеарность) относится к ситуации, когда две или большее количество переменных, которые используются в качестве предикторов в статистической модели, линейно связаны между собой. Многие статистические методы и процедуры (особенно те, которые наиболее часто используют в экологии) чувствительны к проблеме коллинеарности [Dormann et al., 2013]. В результате мультиколлинеарности реализация процедур оценки статистических параметров может быть неустойчивой с вычислительной точки зрения, стандартные ошибки в оценках значений параметров сильно завышены, а следовательно статистика выводов будет необъективной. Даже для наименее чувствительных статистических методов в случае коллинеарности возникают, по крайней мере, две ключевые проблемы [Meloun et al., 2002]:

- эффективные вклады переменных-предикторов в статистической модели не могут быть разделены и правильно оценены;
- процедура экстраполяции, вероятно, будет содержать существенные вычислительные погрешности, что в конечном итоге приведет к неверным выводам и неверной их интерпретации.

Во всех реальных данных, как правило, всегда существует некоторая степень коллинеарности между переменными, которые используют в качестве предикторов в статистических моделях (например, регрессионных моделях). Коллинеарность может иметь место в силу нескольких причин. Чаще всего коллинеарные переменные оказываются различными проявлениями одного и того же основного, в некоторых случаях инструментально не измеряемого и не наблюдаемого процесса (так называемой скрытой, или латентной, переменной).

Коллинеарность часто возникает также в данных, где весь набор информации описывают какими-либо относительными величинами (например, долями, процентами, метрическими индексами). Коллинеарность в ряде ситуаций может быть и случайной. Это нередко происходит в тех ситуациях, когда размер выборки невелик и/или недостаточно репрезентативен, поскольку не все сочетания и диапазоны изменчивости условий окружающей среды

представлены в рядах данных или же когда для проведения статистического анализа задействовано слишком много переменных.

Коллинеарность в биогеографических данных может существенно различаться в зависимости от пространственно-временного масштаба. Это значительно затрудняет решение вопроса о том, в каком именно диапазоне пространственно-временной шкалы функциональное проявление той или иной переменной-предиктора в статистической модели становится наиболее значимым.

Проблему коллинеарности нельзя разрешить, если не имеется какой-то дополнительной информации. Без экологического понимания процессов коллинеарные переменные не могут быть диагностированы и выделены только лишь с использованием одних статистических методов и критериев. Поэтому интерпретация результатов всегда должна выполняться с должной осторожностью.

Ряд вопросов по проблеме коллинеарности остается без ответа и требует дальнейшего исследования. Например, обычно коллинеарность описывает существование линейных зависимостей между объясняющими переменными. Как в имеющихся данных обнаружить и определить нелинейную зависимость между переменными (нелинейную коллинеарность (*concurvity*)), если таковая существует, до конца неясно. Следует также иметь в виду, что различные диагностические тесты для выделения как линейной, так и нелинейной коллинеарности могут давать разные результаты в отношении их статистической достоверности. Для решения задач прогнозирования важно помнить о том, что результаты прогноза бывают чувствительными к тому, в какой степени предикторы коррелируют между собой. Было показано, что небольшие изменения степени коллинеарности будут влиять на качество прогнозов достаточно умеренно. Однако ее существенные изменения приводят к резкому снижению точности прогнозирования.

Заключение

Современные требования к организации и проведению исследований на основе экосистемного подхода стимулировали разработку и широкое практическое использование экологических индикаторов и различных методов интегрированного анализа для оценки экологического состояния водных экосистем [Bundy et al., 2017; Coll et al., 2016; Otto et al., 2018]. Такой подход диктует необходимость выбора наборов показателей, которые в количественной форме описывают основные (ключевые) структурно-функциональные характеристики экосистемы и тесно связаны с целями и задачами управления. В качестве эффективного инструмента экологических исследований эти совокупности индикаторов будут приобретать все большее значение – как для мониторинга экосистем, так и для оценки прогресса в достижении целей управления [Levin et al., 2009]. Например, в качестве экологических индикаторов можно рассматривать экологические особенности и функциональные характеристики отдельных видов или групп видов. Нередко используют и более сложные – агрегированные показатели (например, индексы видового разнообразия, разного рода трофические индексы, индексы сходства и т.п. количественные меры [Количественные методы экологии и гидробиологии, 2005; Bourdaud et al., 2016; Bundy et al., 2017; Dobbie, Dail, 2013; Greenstreet, Rogers, 2006; Houle et al., 2012; Legendre P., Legendre L., 2012]).

Разработка набора показателей на основе использования эмпирических данных всегда требует тщательной проверки их работоспособности и эффективности применения для сложных, пространственно распределенных и нестационарных динамических систем, которыми являются водные экосистемы разного типа. При этом надо иметь в виду, что невозможно разработать и принять некоторую универсальную систему таких индикаторов, которые можно было бы применять для проведения интегрированного анализа различных по своей функциональной структуре экосистем. Можно обозначить только некоторые общие критерии, которым должны соответствовать такие индикаторы, а также выработать некоторые общие методы и статистические процедуры проведения интегрированного анализа [Boldt et al., 2014; Jennings, 2005; Levin et al., 2009; Niemeijer, de Groot, 2008; Reed et al., 2017;

Rice, Rochet, 2005]. На сегодняшний день четких процедур и критериев оценки эффективности применения индикаторов не существует [Rossberg et al., 2017].

Можно отметить, что единое и системное понимание того как нужно подходить к процедурам количественной оценки состояния водных экосистем пока еще не сложилось. Поэтому большинство эмпирических исследований либо оценивают пространственно-временные тенденции изменений индикаторов и их пригодность для анализа изменений в экосистемах [Blanchard et al., 2010; Frelat et al., 2017; Methratta, Link, 2006; Otto et al., 2018; Probst, Stelzenmüller, 2015; Shannon et al., 2010], либо исследуют реакцию индикаторов на внешние воздействия и то, как это может быть связано с целями и задачами управления [Greenstreet, Rogers, 2006; Large et al., 2013; Torres et al., 2017].

Одним из важных критериев эффективности является надежность, или устойчивость (робастность), выбранного индикатора [Niemeijer, de Groot, 2008; Otto et al., 2018]. Надежность оценивают по степени предсказуемости ответов индикаторов на воздействия окружающей среды и антропогенное влияние. К сожалению, во многих случаях при проведении интегрированного анализа состояния водных экосистем проверке надежности индикаторов не уделяют должного внимания. Однако надо иметь в виду, что надежность показателя важна при использовании статистических методов и процедур оценки степени достоверности выводов в процессе проведения мониторинга и анализа получаемых данных с потенциально большими ошибками измерения. Кроме того, дополнительно может появиться статистическое смещение, то есть методическая ошибка (погрешность), которая возникает в результате применения простых моделей к исследованию процессов со сложной временной динамикой. В отличие от интегрированного анализа подходы, которые при разработке индикаторов используют построение математических моделей водных экосистем, практически всегда включают в себя специальные тесты для проверки устойчивости и надежности [Bourdaud et al., 2016; Houle et al., 2012].

Важно понимать, что существующие в настоящее время подходы и методы ИА неявно опираются на гипотезу эргодичности природных явлений и процессов и подразумевают ее выполнение. В связи с этим возникают, по крайней мере, две важные проблемы. Во-первых, нужно разработать специальные процедуры, которые позволяли бы принять или, наоборот, отвергнуть предположение об эргодичности. Как это можно сделать, пока не ясно. Если гипотеза об эргодичности верна, то можно быть уверенными в том, что все подходы и методы ИА, которые применяют в настоящее время, позволяют адекватно анализировать многие природные процессы. В том случае, если гипотеза эргодичности должна быть отвергнута, то это становится серьезной проблемой для многих статистических методов и имеющихся математических моделей водных экосистем. Для неэргодических процессов способность моделей воспроизводить прошлую динамику мало что говорит об их способности прогнозировать будущую динамику системы. В связи с этим возникает вторая проблема – разработка соответствующих методов проведения ИА для неэргодических процессов. Подходы к решению этой проблемы пока что совершенно неясны и их рассмотрение требует дальнейших исследований.

Современные идеи, подходы и методы проведения ИА опираются на достаточно длинные временные ряды данных (не менее 20–30 лет), которыми исследователи, к сожалению, обладают далеко не всегда. Имеющиеся временные ряды позволяют с уверенностью идентифицировать уже произошедшие возможные «режимные сдвиги» для экосистем в целом или отдельных их частей. Однако при этом, как правило всегда, невозможно убедительно ответить на вопросы о том, что, собственно, явилось причиной или причинами смены режима функционирования экосистемы, как прогнозировать появление «режимного сдвига» в будущем, насколько быстро он будет протекать, какой период времени потребуются для восстановления системы или перехода ее в новое состояние динамического равновесия.

Идея, методы, понятийный аппарат ИА возник на основе теории динамических систем, теории устойчивости, методов анализа бифуркаций. Во многом подходы и трактовка результатов ИА выполняются просто по аналогии с тем, как это делается при анализе сложных нелинейных динамических систем. Однако важно помнить о том, что в основе экологических теорий и методов прогноза должны лежать конкретные механизмы процессов, а не феноменологические объяснения или рассуждения по аналогии [Wiens, 1992]. Слабое место современных

подходов ИА к анализу состояния водных экосистем состоит в том, что по его результатам бывает трудно что-то определенно сказать о механизмах процессов структурно-функциональных перестроек в экосистемах разного типа. Их невозможно восстановить по результатам ИА, поскольку такая задача относится к классу некорректно поставленных задач, которые, как правило, не имеют единственного решения. По всей видимости, понимание процессов может обеспечить только применение методов математического моделирования. Однако известно, что многие современные модели водных экосистем не способны моделировать резкие, катастрофические изменения («режимные сдвиги») в состоянии экосистемы. В то же время математические модели являются мощными инструментами для сценарного тестирования климатических и/или антропогенных воздействий на экосистемы. Аналогичные исследования проводят и с помощью методов ИА. Можно поэтому предположить, что будущее свое развитие ИА получит в результате синтеза современных методов интегрированного анализа и методов математического моделирования или, по крайней мере, в совместном их использовании. Об этом свидетельствует, в частности, и тематика планов деятельности ряда рабочих групп, которые проводятся под эгидой ICES (например, Рабочей группы ICES/HELCOM по интегрированным оценкам состояния Балтийского моря (WGIAB) и Рабочей группы ICES по интегративному, физико-биологическому и экосистемному моделированию (WGIPEM)).

Список литературы

Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, 1976. 279 с.

Азовский А.И. Соотношение пространственно-временных диапазонов в экологических иерархиях различной природы // Журн. общ. биол., 2001. Т. 62. № 6. С. 451–459.

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2001. 147 с.

Бурковский И.В. Морская биогеоценология. Организация сообществ и экосистем. М.: Т-во научных изданий КМК, 2006. 285 с.

Гелаишвили Д.Б., Лисовенко А.В., Безруков М.Е. Применение интегральных показателей на основе функции желательности для комплексной оценки качества сточных вод // Поволжский экол. журнал. 2010. № 4. С. 343–350.

Зилов Е.А. Экологическое моделирование в оценке функционирования водных экосистем в условиях антропогенной нагрузки (на примере оз. Байкал) / Автореф. дисс. д-ра биол. наук. М, 2004. 43 с.

Зилов Е.А. Возможность использования целевых функций для оценки «здоровья» водных экологических систем: эксергия // Сибирский экол. журнал, 2006. Т. 13. № 3. С. 269–284.

Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова) / Отв. ред. чл.-корр. РАН Г.С. Розенберг. Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. 404 с.

Кучай Л.А., Отюкова Н.Г., Соколова Е.Н. Использование метода экологического нормирования для оценки состояния водной экосистемы (на примере устьевой области реки Ильд, рыббинского водохранилища и оз. Неро) // Гидролого-гидрохимические исследования водоемов бассейна Волги / Под ред. С.А. Поддубного. Труды ИБВВ РАН. 2016. Вып. 75 (78). С. 82–88.

Мокрый А.В., Зилов Е.А. Использование структурной эксергии в качестве интегрального показателя состояния экосистемы // Известия Самарского научного центра РАН, 2006. Т. 8. № 1. С. 93–98.

Хорстхемке В., Лефеве P. Индуцированные шумом переходы. М.: Мир, 1987. 397 с.

Allen T.F.H., Starr T.B. Hierarchy: perspectives for ecological complexity. Chicago: Univ. Chicago Press, 1982. 386 p.

Andersen K.H. [et al.]. Modelling emergent trophic strategies in plankton / Andersen K.H., Aksnes D.L., Berge T., Fiksen Ø, Visser A. // J. Plankton Res., 2015. Vol. 37. P. 862–868.

Andersen K.H. [et al.]. Characteristic sizes of life in the oceans, from bacteria to whales / Andersen K.H., Berge T., Gonçalves R.J., Hartvig M., Heuschele J., Hylander S., Jacobsen N.S., Lindemann C., Martens E.A., Neuheimer A.B., Olsson K., Palacz A., Prowe F., Sainmont J., Traving S.J., Visser A.W., Wadhwa N., Kiørboe T. // *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2016. Vol. 8. P. 1–25.

Andersen T. [et al.]. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification / Andersen T., Carstensen J., Hernández-García E., Duarte C.M. // *Trends in Ecology and Evolution*, 2009. Vol.24. P. 49–57.

Beaugrand G. Theoretical basis for predicting climate-induced abrupt shifts in the oceans // *Phil. Trans. R. Soc. B.* 2015. Vol. 370. P. 20130264. doi:10.1098/rstb.2013.0264.

Bergström L. [et al.]. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades / Bergström L., Diekmann R., Flinkman J., Gårdmark A., Kornilovs G., Lindegren M., Müller-Karulis B., Möllmann C., Plikshs M., Pöllumäe A. Eds. R. Diekmann, C. Möllmann // *ICES Cooperative Research Report*, 2010. № 302. 90 p.

Bikbulatov E.S., Stepanova I.E. Harrington's desirability function for natural water quality assessment // *Russian Journal of General Chemistry*, 2011. Vol. 81. P. 2694–2704.

Blanchard J.L. [et al.]. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world / Blanchard J.L., Coll M., Trenkel V.M., Vergnon R., Yemane D., Jouffre D., Link J.S., Shin Y.-J. // *ICES Journal of Marine Science*, 2010. Vol. 67. P. 732–744.

Boldt J.L. [et al.]. Developing ecosystem indicators for responses to multiple stressors / Boldt J.L., Martone R., Samhuri J., Perry R.I., Itoh S., Chung I.K., Takahashi M., Yoshie N. // *Oceanography*, 2014. Vol. 27. P. 116–133.

Bourdaud P. [et al.]. New trophic indicators and target values for an ecosystem-based management of fisheries / Bourdaud P., Gascuel D., Bentorcha A., Brind'Amour A. // *Ecological Indicators*, 2016. Vol. 61. P. 588–601.

Bundy A., Gomez C., Cook A.M. Guidance framework for the selection and evaluation of ecological indicators. // *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* № 3232. Dartmouth, Nova Scotia: Fisheries and Oceans Canada; Bedford Institute of Oceanography, 2017. 212 p.

Christensen V., Walters C.J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations // *Ecological Modelling*, 2004. V. 172. P. 109–139.

Coll M. [et al.]. Ecological indicators to capture the effects of fishing on biodiversity and conservation status of marine ecosystems / Coll M., Shannon L.J., Kleisner K.M., Juan-Jord M.J., Bundy A., Akoglu A.G., Banaru D., Boldt J.L., Borges M.F., Cook A., Diallo I., Fu C., Fox C., Gascuel D., Gurney L.J., Hattab T., Heymans J.J., Jouffre D., Knight B.R., Kucukavsar S., Large S.I., Lynam C., Machias A., Marshall K.N., Masski H., Ojaveer H., Piroddi C., Tam J., Thiao D., Thiaw M., Torres M.A., Travers-Trolet M., Tsagarakis K., Tuck I., van der Meeren G.I., Yemane D., Zador S.G., Shin Y.-J. // *Ecological Indicators*, 2016. Vol. 60. P. 947–962.

Collie J.S., Richardson K., Steele J.H. Regime shifts: can ecological theory illuminate the mechanisms? // *Progress in Oceanography*, 2004. Vol. 60. P. 281–302.

Conversi A. [et al.]. A holistic view of marine regime shifts / Conversi A., Dakos V., Gårdmark A., Ling S., Folke C., Mumby P.J., Greene C., Edwards M., Blenckner T., Casini M., Pershing A., Möllmann C. // *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 2015. Vol. 370. P. 1–8.

Daskalov G.M. [et al.]. Trophic cascades triggered by overfishing reveal possible mechanisms of ecosystem regime shifts / Daskalov G.M., Grishin A.N., Rodionov S., Mihneva V. // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 2007. Vol. 104. P. 10518–10523.

deYoung B. [et al.]. Detecting regime shifts in the ocean: data considerations / deYoung B., Harris R., Alheit L., Beaugrand G., Mantua N., Shannon L. // *Progress in Oceanography*, 2004. Vol. 60. P. 143–164.

Dickey-Collas M. Why the complex nature of integrated ecosystem assessments requires a flexible and adaptive approach // *ICES Journal of Marine Science*, 2014. Vol. 71. P. 1174–1182.

Di Lorenzo E., Ohman M.D. A double-integration hypothesis to explain ocean ecosystem response to climate forcing // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 2013. Vol. 110. P. 2496–2499.

Dobbie M.J., Dail D. Robustness and sensitivity of weighting and aggregation in constructing composite indices // *Ecological Indicators*, 2013. Vol. 29. P. 270–277.

Doney S.C., Sailley S.F. When an ecological regime shift is really just stochastic noise // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 2013. Vol. 110. P. 2438–2439.

Dormann C.F. [et al.]. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance / *Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J.R.G., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D., Lautenbach S.* // *Ecography*, 2013. Vol. 36. P. 27–46.

Eco targets, goal functions, and orientors / Eds. R Müller, M. Leupelt. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1998. 627 p.

Fonseca J.C. [et al.]. Nuclear DNA in the determination of weighing factors to estimate exergy from organisms biomass / *Fonseca J.C., Marques J.C., Paiva A.A., Freitas A.M., Madeira V.M.C., Jørgensen S.E.* // *Ecol. Modelling*, 2000. Vol. 126. P. 179–189.

Frelat R. [et al.]. Community ecology in 3D: tensor decomposition reveals spatio-temporal dynamics of large ecological communities / *Frelat R., Lindegren M., Denker T.S., Floeter J., Fock H.O., Sguotti C., Stäbler M., Otto S.A., Möllmann C.* // *PLOS ONE*, 2017. Vol. 12. P. e0188205. doi.org/10.1371/journal.pone.0188205.

Fulton E.A. Approaches to end-to-end ecosystem models // *Journal of Marine Systems*, 2010. Vol. 81. P. 171–183.

Fulton E.A. [et al.]. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: the Atlantis experience / *Fulton E.A., Link J.S., Kaplan I.C., Savina-Rolland M., Johnson P., Ainsworth C., Horne P., Gorton R., Gamble R.J., Anthony D M Smith A.D.M., Smith D.C.* // *Fish and Fisheries*, 2011. Vol. 12. P. 171–188.

Gårdmark A. [et al.]. Biological ensemble modeling to evaluate potential futures of living marine resources / *Gårdmark A., Lindegren M., Neuenfeldt S., Blenckner T., Heikinheimo O., Müller-Karulis B., Niiranen S., Tomczak M.T., Aro E., Wikström A., Möllmann C.* // *Ecological Applications*, 2013. Vol. 23. P. 742–754.

Greenstreet S.P.R., Rogers S.I. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management // *ICES Journal of Marine Science*, 2006. Vol. 63. P. 573–593.

Harrington E.C. The desirability function // *Industrial Quality Control*, 1965. Vol. 21. P. 494–498.

Houle J.E. [et al.]. Assessing the sensitivity and specificity of fish community indicators to management action / *Houle J.E., Farnsworth K.D., Rossberg A.G., Reid D.G.* // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2012. Vol. 69. P. 1065–1079.

Jarre A. [et al.]. Knowledge-based systems as decision support tools in an ecosystem approach to fisheries: Comparing a fuzzy-logic and a rule-based approach / [Jarre A.](#), [Paterson B.](#), [Moloney C.L.](#), [Miller D.C.M.](#), [Field J.G.](#), [Starfield A.M.](#) // *Progress in Oceanography*, 2008. Vol. 79. P. 390–400.

Jennings S. Indicators to support an ecosystem approach to fisheries // *Fish and Fisheries*, 2005. Vol. 6. P. 212–232.

Jørgensen S.E. State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models // *Ecol. Modelling*, 1999. Vol. 120. P. 75–96.

Jørgensen S.E. Application of holistic thermodynamic indicators // *Ecological Indicators*, 2006. Vol. 6. P. 24–29.

Jørgensen S.E., Mejer H., Nielsen S.N. Ecosystem as self-organizing critical systems // *Ecol. Modelling*, 1998. Vol. 111. P. 261–268.

Jørgensen S.E., Nielsen S.N. Application of exergy as thermodynamic indicator in ecology // *Energy*, 2007. Vol. 32. P. 673–685.

ICES, 2017. Interim Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessments of the Baltic Sea. ICES WGIAB REPORT 2017, 24–28 April 2017. Lisbon, Portugal. ICES CM 2017/SSGIEA:08. 32 pp.

King A.W. Hierarchy theory: a guide to system structure for wildlife biologists // Ed. J.A. Bissonette. Wildlife and landscape ecology. Effects of pattern and scale. New York, Berlin: Springer, 1997. P. 185–214.

Kolasa J., Pickett S.T.A. Ecological systems and the concept of biological organization // Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 1989. Vol. 86. P. 8837–8841.

Kolda T.G., Bader B.W. Tensor decompositions and applications // SIAM Review, 2009. Vol. 51. P. 455–500.

Large S.I. [et al.]. Defining trends and thresholds in responses of ecological indicators to fishing and environmental pressures / Large S.I., Fay G., Friedland K.D., Link J.S. // ICES Journal of Marine Science, 2013. Vol. 70. p. 755–767.

Legendre P., Legendre L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier Science B.V., 2012. 990 p.

Leibovici D.G. Spatio-temporal multiway decompositions using principal tensor analysis on k-modes: the R package PTak // Journal of Statistical Software, 2010. Vol. 34. P. 1–34.

Levin P.S. [et al.]. Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the Ocean / Levin P.S., Fogarty M.J., Murawski S.A., Fluharty D. // PLOS Biology, 2009. Vol. 7. P. 23–28.

Levin P.S. [et al.]. Guidance for implementation of integrated ecosystem assessments: a US perspective / Levin P.S., Kelble C.R., Shuford R.L., Ainsworth C., deReynier Y., Dunsmore R., Fogarty M.J., Holsman K., Howell E.A., Monaco M.E., Oakes S.A., Werner F. // ICES Journal of Marine Science, 2014. Vol. 71. P. 1198–1204.

Lindegren M., Blenckner T., Stenseth N.C. Nutrient reduction and climate change cause a potential shift from pelagic to benthic pathways in a eutrophic marine ecosystem // Global Change Biology, 2012a. Vol. 18. P. 3491–3503. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02799.x.

Lindegren M. [et al.]. Early detection of ecosystem regime shifts: a multiple method evaluation for management application / Lindegren M., Dakos V., Gröger J.P., Gårdmark A., Kornilovs G., Otto S.A., Möllmann C. // PLOS ONE, 2012b. Vol. 7. P. e38410. doi:10.1371/journal.pone.0038410.

Link J.S., Browman H.I. Integrating what? Levels of marine ecosystem-based assessment and management // ICES Journal of Marine Science, 2014. Vol. 71. P. 1170–1173.

Link J.S., Fulton E.A., Gamble R.J. The northeast US application of ATLANTIS: A full system model exploring marine ecosystem dynamics in a living marine resource management context // Progress in Oceanography, 2010. Vol. 87. P. 214–234.

Litchman E., Ohman M.D., Kjørboe T. Trait-based approaches to zooplankton communities // J. Plankton Res., 2013. Vol. 35. P. 473–484.

Ludovisi A., Poletti A. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 2. Exergy and specific exergy indices // Ecol. Modelling, 2003. Vol. 159. P. 223–238.

Medvinsky A.B. [et al.]. Temperature as a factor affecting fluctuations and predictability of the abundance of lake bacterioplankton / Medvinsky A.B., Adamovich B.V., Aliev R.R., Chakraborty A., Lukyanova E.V., Mikheyeva T.M., Nikitina L.V., Nurieva N.I., Rusakov A.V., Zhukova T.V. // Ecological Complexity, 2017. Vol. 32. P. 90–98.

Medvinsky A.B. [et al.]. Chaos far away from the edge of chaos: a recurrence quantification analysis of plankton time series / Medvinsky A.B., Adamovich B.V., Chakraborty A., Lukyanova E.V., Mikheyeva T.M., Nurieva N.I., Radchikova N.P., Rusakov A.V., Zhukova T.V. // Ecological Complexity, 2015. Vol. 23. P. 61–67.

Medvinsky A.B., Rusakov A.V., Nurieva N.I. Integer-based modeling of population dynamics: competition between attractors limits predictability // Ecological Complexity, 2013. Vol. 14. P. 108–116.

Methratta E.T., Link J.S. Evaluation of quantitative indicators for marine fish communities // Ecological Indicators, 2006. Vol. 6. P. 575–588.

Meloun M. [et al.]. Crucial problems in regression modeling and their solutions / Meloun M., Militký J., Hill M., Breton R.G. // Analyst, 2002. Vol. 127. P. 433–450.

Milne B.T. Motivation and benefits of complex systems approaches in ecology // Ecosystems, 1998. Vol. 1. P. 449–456.

Möllmann C., Diekmann R. Marine ecosystem regime shifts induced by climate and overfishing: a review for the Northern hemisphere // *Adv. Ecol. Res.*, 2012. Vol. 47. P. 303–347.

Möllmann C. [et al.]. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea / Möllmann C., Diekmann R., Müller-Karulis B., Kornilovs G., Plikshs M., Axe P. // *Global Change Biology*, 2009. Vol. 15. P. 1377–1393.

Möllmann C. [et al.]. Implementing ecosystem-based fisheries management: from single-species to integrated ecosystem assessment and advice for Baltic Sea fish stocks / Möllmann C., Lindegren M., Blenckner T., Bergström L., Casini M., Diekmann R., Flinkman J., Müller-Karulis B., Neuenfeldt S., Schmidt J.O., Tomczak M., Voss R., Gårdmark A. // *ICES Journal of Marine Science*, 2014. Vol. 71. P. 1187–1197.

Molozzi J. [et al.]. Thermodynamic oriented ecological indicators: application of eco-exergy and specific eco-exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs / Molozzi J., Salas F., Callisto M., Marques J.C. // *Ecological Indicators*, 2013. Vol. 24. P. 543–551.

Niemeijer D., de Groot R.S. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets // *Ecological Indicators*, 2008. Vol. 8. P. 14–25.

Olsson J. [et al.]. Temporal development of coastal ecosystems in the Baltic Sea over the past two decades / Olsson J., Tomczak M.T., Ojaveer H., Gårdmark A., Pöllumäe A., Müller-Karulis B., Ustups D., Dinesen G.E., Peltonen H., Putnis I., Szymanek L., Simm M., Heikinheimo O., Gasyukov P., Axe P., Bergström L. // *ICES Journal of Marine Science*, 2015. Vol. 72. P. 2539–2548.

Otto S.A. [et al.]. A quantitative framework for selecting and validating food web indicators / Otto S.A., Kadin M., Casini M., Torres M.A., Blenckner T. // *Ecological Indicators*, 2018, Vol. 84, P. 619–631.

Pecuchet L. [et al.]. From traits to life-history strategies: Deconstructing fish community composition across European seas / Pecuchet L., Lindegren M., Hidalgo M., Delgado M., Esteban A., Fock H.O., de Sola L.G., Punzón A., Sólmundsson J., Payne M.R. // *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 2017, P. 1–11, doi.org/10.1111/geb.12587.

Pethybridge H.R. [et al.]. Improving marine ecosystem models with biochemical tracers / Pethybridge H.R., Choy C.A., Polovina J.J., Fulton E.A. // *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 2018. Vol. 10. P. 199–228.

Piroddi C. [et al.]. Using ecological models to assess ecosystem status in support of the European Marine Strategy Framework Directive / Piroddi C., Teixeira H., Lynam C.P., Smith C., Alvarez M.C., Mazik K., Andonegi E., Churilova T., Tedesco L., Chifflet M., Chust G., Galparsoro I., Garcia A.C., Kämäri M., Kryvenko O., Lassalle G., Neville S., Niquil N., Papadopoulou N., Rossberg A.G., Suslin V., Uyarra M.C. // *Ecological Indicators*, 2015. Vol. 58. P. 175–191.

Plagányi E.E. Models for an ecosystem approach to fisheries / *FAO Fisheries Technical Paper*, № 477. Rome: FAO, 2007. 108 p.

Planque B. Food for thought projecting the future state of marine ecosystems, «la grande illusion»? // *ICES Journal of Marine Science*, 2016. Vol. 73. P. 204–208.

Probst W.N., Stelzenmüller V. A benchmarking and assessment framework to operationalise ecological indicators based on time series analysis // *Ecological Indicators*, 2015. Vol. 55. P. 94–106.

Ray S. [et al.]. Optimization of exergy and implications of body sizes of phytoplankton and zooplankton in an aquatic ecosystem model / Ray S., Berec L., Straškraba M, Jørgensen S.E. // *Ecol. Modelling*, 2001. Vol. 140. P. 219–234.

Reed J. [et al.]. Ecosystem indicators – accounting for variability in species trophic' levels / Reed J., Shannon L., Velez L., Akoglu E., Bundy A., Coll M., Fu C., Fulton E.A., Grüss A., Halouani G., Johanna J. Heymans J.J., Houle J.E., John E., Le Loc'h F., Salihoglu B., Verley P., Shin Y.-J. // *ICES Journal of Marine Science*, 2017. Vol.1. P. 158–169.

Rice J.C., Rochet M.-J. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management // *ICES Journal of Marine Science*, 2005. Vol. 62. P. 516–527.

Risnik D.V. [et al.]. Approaches to standardization of environmental quality: alternatives to the standardization system in use in the Russian Federation / Risnik D.V., Belyaev S.D., Bulgakov

- N.G., Levich A.P., Maksimov V.N., Mamikhin S.V., Mil'ko E.S., Fursova P.V., Rostovtseva E.L. // *Biology Bulletin Reviews*, 2013. Vol. 3. P. 247–260.
- Rodionov S.N. A sequential algorithm for testing climate regime shifts // *Geophysical Research Letters*, 2004. Vol. 31. L09204. doi:10.1029/2004GL019448.
- Rodionov S.N. Use of prewhitening in climate regime shift detection // *Geophysical Research Letters*, 2006. Vol. 33. L12707. doi:10.1029/2006GL025904.
- Rodionov S.N. A sequential method of detecting abrupt changes in the correlation coefficient and its application to Bering Sea climate // *Climate*, 2015. Vol. 3. P. 474–491.
- Rodionov S.N., Overland J.E. Application of a sequential regime shift detection method to the Bering Sea ecosystem // *ICES Journal of Marine Science*, 2005. Vol. 62. P. 328–332.
- Rombouts I. [et al.]. Evaluating marine ecosystem health: case studies of indicators using direct observations and modelling methods / Rombouts I., Beaugrand G., Artigas L.F., Dauvin J.-C., Gevaert F., Goberville E., Kopp D., Lefebvre S., Luczak C., Spilmont N., Travers-Trolet M., Villanueva M.C., Kirby R.R. // *Ecological Indicators*, 2013. Vol. 24. P. 353–365.
- Rossberg A.G. [et al.]. Quantitative criteria for choosing targets and indicators for sustainable use of ecosystems / Rossberg A.G., Uusitalo L., Berg T., Zaiko A., Chenuil A., Uyarra M.C., Borja A., Lynam C.P. // *Ecological Indicators*, 2017. Vol. 72. P. 215–224.
- Samhuri J.F. [et al.]. Lessons learned from developing integrated ecosystem assessments to inform marine ecosystem-based management in the USA / Samhuri J.F., Haupt A.J., Levin P.S., Link J.S., Shuford R. // *ICES Journal of Marine Science*, 2014. Vol. 71. P. 1205–1215.
- Scheffer M. [et al.]. Early-warning signals for critical transitions / Scheffer M., Bascompte J., Brock W.A., Brovkin V., Carpenter S.R., Dakos V., Held H., van Nes E.H., Rietkerk M., Sugihara G. // *Nature*, 2009. Vol. 461. P. 53–59.
- Scheffer M., Carpenter S.R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation // *Trends in Ecology and Evolution*, 2003. Vol. 18. P. 648–656.
- Scheffer M. [et al.]. Generic Indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition / Scheffer M., Carpenter S.R., Dakos V., van Nes E. // *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 2015. Vol. 46. P. 145–167.
- Schröder A., Persson L., De Roos A.M. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review // *Oikos*, 2005. Vol. 110. P. 3–19.
- Shannon L.J. [et al.]. Comparing data-based indicators across upwelling and comparable systems for communicating ecosystem states and trends / Shannon L.J., Coll M., Yemane D., Jouffre D., Neira S., Bertrand A., Diaz E., Shin Y.-J. // *ICES Journal of Marine Science*, 2010. Vol. 67. P. 807–832.
- Silow E.A., Mokry A.V. Exergy as a tool for ecosystem health assessment // *Entropy*, 2010. Vol. 12. P. 902–925.
- Sommer U. [et al.]. Beyond the plankton ecology group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession / Sommer U., Adrian R., Lisette Domis L.D.S., Elser J.J., Gaedke U., Ibelings B., Jeppesen E., Lürling M., Molinero J.C., Mooij W.M., van Donk E., Winder M. // *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 2012. Vol. 43. P. 429–448.
- Tang D., Liu X., Zou X. An improved method for integrated ecosystem health assessments based on the structure and function of coastal ecosystems: a case study of the Jiangsu coastal area, China // *Ecological Indicators*, 2018. Vol. 84. P. 82–95.
- Tang D. [et al.]. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: a case study of the Jiangsu coastal area / Tang D., Zou X., Liu X., Liu P., Zhamangulova N., Xu X., Zhao Y. // *Ecological Indicators*, 2015. Vol. 48. P. 107–119.
- Thioulouse J., Simier M., Chessel D. Simultaneous analysis of a sequence of paired ecological tables // *Ecology*, 2004. Vol. 85. P. 272–283.
- Torres M.A. [et al.]. Food-web indicators accounting for species interactions respond to multiple pressures / Torres M.A., Casini M., Huss M., Otto S.A., Kadin M., Gårdmark A. // *Ecological Indicators*, 2017. Vol. 77. p. 67–79.
- Travers M. Towards end-to-end models for investigating the effects of climate and fishing in marine ecosystems / Travers M., Shin Y.-J., Jennings S., Cury P.M. // *Progress in Oceanography*, 2007. Vol. 75. P. 751–770.

Walther Y.M., Möllmann C. Bringing integrated ecosystem assessments to real life: a scientific framework for ICES // *ICES Journal of Marine Science*, 2014. Vol. 71. P. 1183–1186.

Wiens J.A. Ecology 2000: an essay on future directions in ecology // *Ecol. Soc. Amer. Bull.*, 1992. Vol. 73. P. 165–170.

Zuur A.F., Ieno E.N., Smith G.M. Analysing ecological data. New York, NY: Springer Science & Business Media, LLC, 2007. 672 p.