

Менеджмент окружающей среды и экология водоемов в поисках ответов на вызовы времени

Шадрин Н. В., Ануфриева Е. В.

*Институт биологии южных морей имени А. О. Ковалевского РАН
Севастополь, Россия
snickolai@yandex.ru*

В настоящее время происходит разрушение ландшафтов с сокращением устойчивости и продуктивности природных экосистем. Одна из основных причин этого – ненадлежащий менеджмент окружающей среды, который, как правило, базируется на неадекватных устаревших экологических концепциях. Совокупность накопленных данных показывает, что реальные экосистемы могут находиться в нескольких альтернативных состояниях и демонстрировать относительно быстрые смены режима существования со значительными, резкими и постоянными изменениями структуры и функционирования. В связи с этим, в настоящее время происходит пересмотр основной экосистемной парадигмы. От теоретической концепции единственности устойчивого состояния экосистемы экология переходит к концепции множественности устойчивых состояний экосистемы. Динамику экосистем можно представить, по К. Холлингу, в виде адаптационного цикла с чередованием четырех фаз, особенности которых рассмотрены. Показаны важность точек невозврата и возможная неоднозначность в понимании динамики экосистем. Экосистемы в определенном смысле имеют память, чем обусловлен эффект гистерезиса при разнонаправленных изменениях систем. Показана необходимость развития подходов адаптивного менеджмента экосистем на основе этой концепции. Что особенно актуально в случаях быстрой трансформации природных экосистем, как например, в Крыму после прекращения подачи днепровской воды в Северо-Крымский канал. Проанализированы трудности перехода к адаптационному экологическому менеджменту в современных условиях.

Ключевые слова: экосистемы, альтернативные состояния, водоемы, экологический менеджмент, Крым.

ВВЕДЕНИЕ

Биосфера быстро меняется в результате климатической вариабельности и, даже в большей степени, антропогенной деятельности. Экологические риски для поддержания нормальной жизнедеятельности людей растут, а шансы удовлетворить потребности растущего человечества в продовольствии, пресной воде и других ресурсах сокращаются. Это происходит из-за разрушения ландшафтов и сокращения устойчивости и продуктивности природных экосистем (Folke et al., 2005; Bindraban et al., 2013). Одна из основных причин возникновения такой ситуации – неадекватный менеджмент окружающей среды. Чтобы понять корневые причины неблагоприятной ситуации этого менеджмента, необходимо вспомнить, что мы, люди, одновременно живем и действуем в двух мирах: реальном физическом мире и в виртуальном знаковом мире. Мир знаков включает в себя все наши мифы, традиции, мотивы, цели, концепции и модели, в нем мы принимаем решения и через него воздействуем на реальный физический мир. Экологический менеджмент по своей сути является неким интерфейсом между виртуальным миром знаков и физическим миром (Shadrin et al., 2018). Таким образом, разумность человеческой деятельности в окружающей нас среде определяется, прежде всего, тем, насколько адекватно отражается физический мир в виртуальном, т.е. насколько близки наши концепции и парадигмы к физической реальности меняющегося мира. Интегрированные подходы к менеджменту окружающей среды в настоящее время базируются на разных научных взглядах. Очевидно, что интегрированные управленческие подходы должны основываться на адекватных экологических концепциях (Hilderbrand et al., 2005; Lyytimäki, Hildén, 2007; Cundill et al., 2012; Bindraban et al., 2013). Возникает вопрос: какая концепция более адекватна для понимания и управления реальными экосистемами? Вопрос не праздный, так как сейчас в экологии происходит пересмотр

концептуальных взглядов на экосистему и характер ее динамики. В поисках ответа на данный вопрос сосредоточим основное внимание на водных экосистемах, включая прибрежные районы моря, которые играют важнейшую биосферную роль и обеспечивают человечество разнообразными ресурсами и услугами.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Концепция множественности альтернативных состояний экосистем

Традиционное представление об экосистеме базируется на допущении, что любая экосистема находится в квазистационарном равновесии, флуктуируя вокруг единой точки глобальной устойчивости с преобладанием плавных изменений параметров и поддерживая определенные балансы энергии, веществ и разнообразия. Такой взгляд можно назвать Концепцией единственности устойчивого состояния экосистемы (ЕУСЭ). Ее трудно назвать адекватным взглядом на реальные экосистемы, которые могут находиться в нескольких альтернативных состояниях и демонстрировать относительно быстрые смены/сдвиги режима существования со значительными, резкими и постоянными изменениями структуры и функционирования экосистем (Holling, 2001; Beisner et al., 2003; Biggs et al., 2009). Наличие альтернативных стабильных состояний в динамике сложных систем (с нелинейными зависимостями), включая экологические и социально-экологические, не только наблюдается в природе, но неизбежно вытекает из общих положений теории диссипативных структур (Пригожин, Стенгерс, 1986) и синергетики (Хакен, 1980). Этот взгляд на экосистему имеет свою историю. Г. Г. Винберг писал, что сообщество Попова пруда было в разных состояниях в 1925 и 1926 годах (Винберг, 1928). Однако, этот вывод, остался тогда фактически незамеченным. По мнению большинства ученых, новый взгляд начал формироваться с теоретического анализа математических моделей с нелинейными зависимостями (Lewontin, 1969; Holling, 1973), что стимулировало поиск подобного в природе (Holling, 1973; Beisner et al., 2003). В 20 и 21 веках наука накопила множество данных, показывающих, что сообщества, экосистемы и популяции могут существовать в более чем в одном устойчивом состоянии. Это показано в результате исследования разных экосистем, в частности, пресноводных и соленых озер (Blindow et al., 1993; Scheffer, 2001; Dent et al., 2002; Davis et al., 2003; Загородняя и др., 2008; Capon et al., 2015; Lin et al., 2017; Shadrin, 2018), пек (Dent et al., 2002; Богатов, 2013) и лесов (Dublin et al., 1990; Staver et al., 2011; Kitzberger et al., 2016). Для различных типов морских и прибрежных экосистем имеется также немало исследований, показавших наличие альтернативных состояний (Knowlton, 1992; Petraitis, Dudgeon, 2004; Norström et al., 2009; Petraitis et al., 2009; Shadrin et al., 2012; McGlathery et al., 2013; Feehan, Scheibling, 2014). Существующий массив данных свидетельствует о том, что альтернативные состояния экосистем являются реальностью. Хотя имеются и сторонники того, что временная динамика экосистем представляет собой изменения внутри континуума состояний, а не описывается дискретными состояниями (Capon et al., 2015). В каких-то случаях действительно изменения экосистем можно описать как плавные постепенные, но далеко не во всех. Здесь затрагивается вопрос дополнительности двух взглядов на природу, дискретного и континуального. В каких случаях экосистема может рассматриваться как «волна», а в каких как «частица»? Этот вопрос здесь обсуждаться не будет.

В настоящее время развивается новый теоретический взгляд на экосистему Концепция множественности альтернативных состояний экосистем – МАСЭ (Holling, 2001; Walker et al., 2004; Шадрин, 2012; Shadrin, 2018). Не ставя цели описать в деталях новую концепцию, что уже сделано во множестве статей, цитируемых здесь, отметим лишь ключевые моменты важные для наших целей. Исходя из новой концепции, дадим вытекающее из нее определение экосистемы. Экосистема является сложной адаптивной системой с множеством точек устойчивого состояния и характеризуется зависящей от истории нелинейной динамикой с граничными эффектами (точки бифуркации) и ограниченной предсказуемостью неоднозначного поведения (Levin, 1999; Шадрин, 2012;). В экологической динамике

экосистем, как и в их эволюции, можно выделить две основных стадии – когерентную и некогерентную (Красилов, 1997; Шадрин, 2012). Экосистема реализует в процессе своей динамики постепенную адаптацию к меняющейся среде в пределах существующих норм реакций в когерентном состоянии, когда все изменения происходят как бы согласовано, в определенном континууме состояний. В некогерентной стадии наблюдается дестабилизация существующих экосистемных связей, они высвобождаются, и экосистема через переломный момент (ТР, tipping point) «перескакивает» в новое/альтернативное состояние с формированием новой устойчивой структуры взаимосвязей. Каждая стадия в свою очередь может быть подразделена на две фазы, К. Холлинг (Holling, 1973, 2001; Walker et al., 2004) предложил четырехфазную модель чередования фаз, которую он назвал адаптивным циклом (рис. 1).

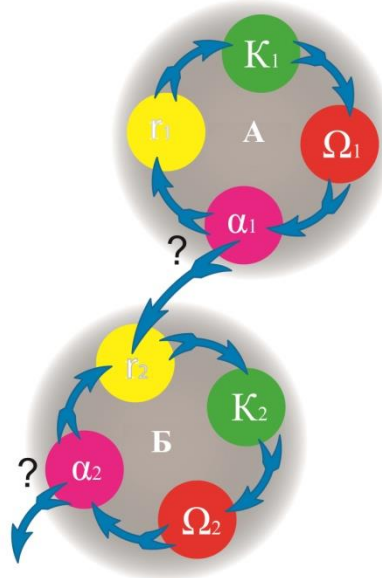


Рис. 1. Схематическое представление чередования фаз в адапционном цикле (по К. Холлингу (Holling, 2001))

А, Б – альтернативные состояния экосистемы, $\Gamma_{1,2}$ – фазы агрегирования, $K_{1,2}$ – фазы преобразования ресурсов, $\Omega_{1,2}$ – фазы дестабилизации, $\alpha_{1,2}$ – фазы реорганизации (по Н. В. Шадрин с соавторами (Shadrin et al., 2018) с изменениями).

В этом цикле чередуются длительные когерентные стадии с фазами агрегирования (Γ) и преобразования ресурсов (K) с более короткими некогерентными, включающими фазы дестабилизации (Ω) и реорганизации (α). К. Холлинг писал, что некогерентная стадия (от Ω до α) – «созидательное разрушение», «является периодом быстрой реорганизации, в течение которого новые рекомбинации могут непредсказуемо сеять семена экспериментов, что приведет к инновациям в следующем цикле». Опираясь на понятие «адаптивный цикл» нельзя забывать, что это лишь некое обобщение, абстракция, научная метафора (Holling, 1973, 2001; Walker et al., 2004). В природе все сложнее, есть разнообразие схем чередований фаз. Динамику экосистем часто эвристически иллюстрируют с помощью модели «шарик в чашке» (Holling et al., 1995). При этом подразумевается, что экосистема это «шарик», который может перемещаться между несколькими состояниями «чашками» (аттракторы локальной устойчивости). Механизмы внутренней обратной связи в экосистеме работают так, чтобы сохранять систему в определенной «чашке» (состоянии). Глубина чашки символизирует силу этих внутренних обратных связей. Внутренние причины (истощение ресурсов, потеря адапционного потенциала, микроэволюция видов и т. д.) или/и влияние внешнего фактора, например, колебания климата или антропогенные воздействия, могут вести к внезапным изменениям состояния экосистемы. Это происходит в случаях, когда внутренних регулирующих механизмов недостаточно, чтобы сохранять «шарик» в своей «чашке», и он

(экосистема) неизбежно переходит в новое состояние. Согласно ЕУСЭ «шарик» может двигаться только внутри одной «чашки», а МАСЭ допускает его прыжки между «чашками». При переходе из одного состояния в другое реальная экосистема, можно сказать, случайно «выбирает» из существующих возможностей. Она может перейти как в состояние, которое она уже когда-либо реализовывала, так и новое для нее, в котором она никогда ранее не наблюдалась. Эта неопределенность в ее поведении, которая не сводится к недостаточности информации о ней, делает принципиально невозможным однозначный и точный прогноз ее будущей динамики.

Критические точки/точки невозврата (thresholds/tipping points) являются такими переломными моментами в динамике экосистем, когда система может перейти из одного устойчивого состояния в новое (Andersen et al., 2009; Scheffer et al., 2009; Шадрин, 2012; Shadrin, 2018; Dakos et al., 2019). В таком неустойчивом состоянии небольшое воздействие на систему вызывает непропорционально большие и непредсказуемые изменения в структуре, функциях, прямых и обратных связях системы. Точка невозврата (ТР) – понятие практически идентичное понятию точки бифуркации в математике и синергетике. При нахождении системы в когерентной стадии, когда система далека от критической точки, можно адекватно использовать традиционный подход ЕУСЭ для анализа ее динамики и прогноза ближайших изменений. Однако, в случае некогерентной стадии использование концепции ЕУСЭ не дает возможности адекватно понять и спрогнозировать динамику экосистемы. В этом случае необходимо использование новой концепции МАСЭ. При переходе экосистемы из одного состояния в другое меняется структура связей между элементами, меняется схема регуляции в системе. Например, доминирование в регуляции по типу «top-down» может переходить к «bottom-up» эффектам (Schmitz, 2010). Переход системы (особь, популяция, сообщество, экосистема) из одного устойчивого состояния в другое может происходить только через фазу дестабилизации системы (фаза Ω).

Экосистемы в определенном смысле имеют память, поэтому в их динамике, как правило, наблюдается гистерезис, когда отклик на текущее влияние внешних факторов зависит от истории системы (Scheffer et al., 2001; Шадрин, 2012; Shadrin, 2018). В этом случае значение величины ТР будет зависеть от направления изменения фактора – возрастает он или убывает, например, солености, температуры, концентрации биогенов. Типичным признаком гистерезиса является то, что отклик параметров системы образует петлю как на рис. 2 (Scheffer et al., 2001).

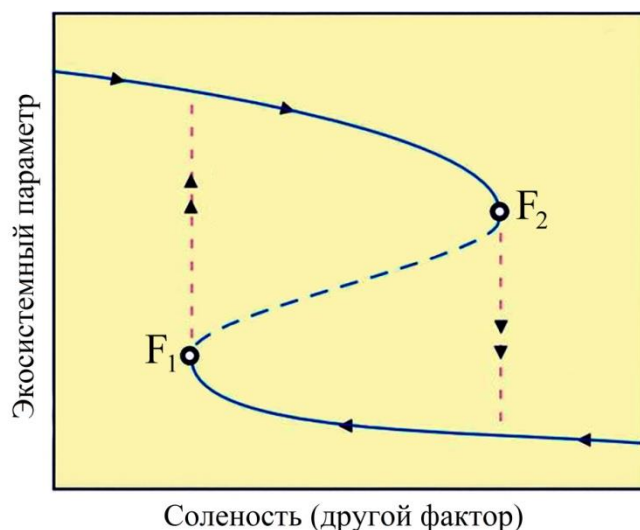


Рис. 2. Явление гистерезиса в динамике экосистем: принципиальная схема (по Н. В. Шадрину с соавторами (Shadrin et al., 2018) с изменениями) F1 и F2 – точки перелома/tipping points.

Подобный гистерезис показан, в частности, в озерах при эвтрофикации и деэвтрофикации (Scheffer et al., 2001). Гистерезис показан и в соленых/гиперсоленых озерах при колебаниях солености со сменой доминирования экологических групп фототрофов (Davis et al., 2003). Экологи, менеджеры окружающей среды и лица, принимающие решения, должны знать и понимать эффект гистерезиса в экосистемах. Гораздо легче дестабилизировать экосистему и вызвать ее переход в новое нежелательное состояние, чем добиться ее возврата в прежнее состояние. Вот почему многие дорогостоящие проекты по восстановлению окружающей среды не достигают ожидаемых результатов (Boldgiv et al., 2005; Hilderbrand et al., 2005; Biggs et al., 2009). С точки зрения управления окружающей средой критически важно знать: когда, где, почему и как экосистема может приблизиться к ТР, как и почему возникает гистерезис.

Все сложные системы по своей природе многомасштабны и многоуровневы, изменения в них происходят на разных временных и пространственных масштабах, на разных уровнях организации. Адаптивные циклы проявляющиеся на разных масштабах и уровнях организации (особь, популяция, сообщество, экосистема, ландшафт) и динамические изменения, происходящие на разных масштабах и уровнях взаимосвязаны. Такая кросс-масштабная динамика (cross-scalar dynamics) является сущностью Принципа панархии (the principle of panarchy) (Gunderson, Holling, 2002). В чем различие привычного для нас Иерархического мира и Мира панархии? В Мире иерархии верхний уровень определяет динамику на нижнем уровне, а в Мире панархии системы разных уровней и масштабов равно взаимосвязаны во влиянии на динамику друг друга. При этом оценивая взаимосвязь систем и параметров на различных масштабах, нельзя забывать, что все природные системы фрактальны (Mandelbrot, 1982; Brown et al., 2002; Halley et al., 2004). Например, длина береговой линии, в частности, острова или залива не является внемасштабной константой, она увеличивается с уменьшением отрезка, которым ее измеряют (Mandelbrot, 1982; Shadrin, 2013). Следовательно, длина береговой полосы будет разной для процессов, происходящих на разных масштабах. Это важно помнить, например, при оценке разных воздействий на бухту, пляж и так далее.

Концепция МАСЭ в настоящее время является довольно хорошо развитым теоретическим подходом (Holling, 2001; Walker et al., 2004; Biggs et al., 2009). Однако, несмотря на растущий к ней интерес со стороны экологов, эффективная реализация подхода к изучению динамики реальных экосистем и в менеджменте окружающей среды остается все еще очень слабой, она практически не учитывается при принятии решений. Тому есть несколько причин. Причины того, что новая концепция мало используется в конкретных научных исследованиях:

1) инерционность мышления, привычка смотреть на экосистемы традиционно, сквозь «призму среднего», допуская наличие лишь единственной точки глобальной устойчивости, и атавизм строго детерминистского взгляда на все происходящее в природе;

2) недостаточная разработанность подходов к идентификации дискретных альтернативных состояний реальных экосистем, отсутствие инструментов адекватной оценки возможных значений ТР и удаленности состояния экосистем от них.

Задача определения ТР является чрезвычайно сложной (Andersen et al., 2009; Scheffer et al., 2009; Шадрин, 2012). Одним из наиболее перспективных подходов для определения уровня дестабилизации, то есть движения экосистемы к точке опрокидывания (ТО) является анализ изменчивости временной вариабельности ее параметров (Brock, Carpenter, 2006; Andersen et al., 2009; Scheffer et al., 2009). Ускоряющийся рост вариабельности параметров системы свидетельствует о том, что она переходит/перешла в фазу Ω , то есть приближается к ТР. Показано, что этот подход работает в случае систем всех масштабов и уровней, от организменного до планетарного уровня (Scheffer et al., 2009; Trefois et al., 2015; Wen et al., 2018).

Однако не все так просто с этим подходом при его использовании для оценки состояния и динамики водных экосистем, необходимо его дальнейшее развитие и адаптация к конкретным задачам (Gsell et al., 2016; Qin, Tang, 2018). Для этих целей предлагается использовать и другие подходы, например, уровень связности параметров в экосистеме,

суммарные показатели индивидуальной изменчивости в популяциях массовых видов и другие (Михайловский, 1988; Шадрин, 2012; Shadrin, Anufrieva, 2018). Очевидно, что разработка разных подходов должна продолжаться.

У менеджеров и лиц, принимающих решения, к вышеуказанным причинам добавляются и другие. Они, в большинстве своем, просто не знают новой концепции и следствий из нее. Поэтому можно предположить, что в настоящее время эффективные связи между учеными и лицами, принимающими решения, часто являются более важной проблемой, чем существующий недостаток знания (Sarewitz, Pielke, 2001; Sayers et al., 2002; Lyytimäki, Hildén, 2007). С другой стороны новая концепция и накопленные данные свидетельствуют о большей сложности экосистем, чем предполагает традиционный подход, и наличии неопределенности в их динамике и реакциях, в том числе, на принятые решения и действия людей (Ascough et al., 2008; Allen et al., 2011; Shadrin, 2018; Shadrin et al., 2018). Лицам, принимающим решения удобнее думать, что все в принципе предсказуемо, и желать однозначных точных научных рекомендаций, чем принять, что таковые невозможны и всегда необходимо учитывать многозначность и неопределенность при прогнозировании и планировании.

Необходимость развития подходов адаптивного менеджмента экосистем

Две разные экологические концепции традиционная ЕУСЭ и новая МАСЭ дают нам совершенно разные взгляды на возможности, цели, задачи и организацию менеджмента окружающей среды, в том числе и водных экосистем (Ascough et al., 2008; Allen et al., 2011; Shadrin et al., 2012; Shadrin, 2018). При традиционном подходе ЕУСЭ есть единственное лучшее обобщение имеющихся об экосистеме знаний, которое и используется для целей менеджмента. На основе этого и происходят разработки единственной «лучшей» стратегии управления, которая затем используется. При получении новых знаний «лучшее» обобщение знания дополняется, улучшается. Знание передается в одном направлении – от ученых к менеджерам. Адаптивный экологический менеджмент, базирующийся на МАСЭ, определяет существующие неопределенности, разделяя их на связанные с пробелами в нашем знании и принципиальные неопределенности, вытекающие из сущности реальных экосистем (Holling, 1978; Habron, 2003; Allen et al., 2011). Затем предлагаются методы для проверки гипотез и допущений. В данном случае мы используем экологический менеджмент не только как инструмент для управления экосистемами, но и для того, чтобы получить больше знаний об управляемой системе. При новом подходе нам, прежде всего, необходимо оценить стоимость нашего невежества/пробелов в знании о системе, а в традиционном подходе оценивается стоимость получения знания (Holling, 1978, 2001; Habron, 2003). Главные цели традиционного подхода к экологическому менеджменту – как можно более точно спрогнозировать ответы экосистемы на возможные антропогенные воздействия и разработать оптимальную стратегию для сохранения и использования экосистемы, а затем строго придерживаться ее (Shadrin et al., 2012). Однако в современном Мире перемен наличие одной оптимальной стратегии является не более чем мифом. Задачи управления средой, с точки зрения МАСЭ, будут выглядеть иначе (Shadrin et al., 2012): определить насколько экосистема близка ТР и когда примерно она может ее достигнуть, чтобы оценить вероятность перехода в новое состояние на разных масштабах времени; попытаться определить разнообразие возможных новых альтернативных состояний; разработать набор социально-экономических адаптивных стратегий в новой среде, и далее гибко использовать их, в том числе, для получения новых знаний. Общая цель экологического менеджмента – предсказать и, если возможно, предотвратить нежелательные изменения в экосистемах, а если невозможно предотвратить нежелательные переходы экосистем в новые состояния, тогда обеспечить выживание в новых, как правило, непредсказуемых условиях. Следовательно, правильный выбор стратегии менеджмента зависит от правильной оценки устойчивости экосистемы, ее удаленности от ТР и примерной оценки времени возможного нежелательного перехода. Разные альтернативные состояния экосистем обеспечивают не одинаковый набор экосистемных ресурсов и услуг, создают разные возможности для природопользования. Долгосрочное устойчивое использование водных экосистем требует

наличия набора возможных альтернативных стратегий природопользования у лиц, принимающих решения, которые, исходя из информации о состоянии экосистемы, должны своевременно переходить от одной стратегии к альтернативной. Переход экосистем в новое состояние ведет к потере некоторых ресурсов для людей. При этом, как правило, исчезновение одних возможностей природопользования компенсируется появлением новых, которые надо увидеть, что также является одной из целей экологического менеджмента. В настоящее время по разным причинам наблюдается рост солености в водоемах разных регионов, при этом теряются традиционные объекты рыболовства, но появляются новые. Примером, может служить залив Азовского моря Сиваш, где дважды происходили существенные изменения солености в результате принятых решений (Shadrin et al., 2018, 2019; Anufriieva, Shadrin, 2020). Гиперсоленый залив Сиваш распреснился и стал солоноватоводным после строительства Северо-Крымского канала. Экосистема Сиваша и прилегающих территорий кардинально изменилась, создав совершенно новые возможности для природопользования. В частности, появились большие популяции рыб, и начало активно развиваться рыболовство. Закрытие канала в 2014 году привело к обратным изменениям. Соленость стала быстро расти, залив снова стал гиперсоленым, рыба практически исчезла в заливе, и рыболовство в нем стало невозможным. Однако в бентосе гиперсоленого Сиваша начала активно формироваться субпопуляция личинок хирономид (Diptera, Chironomidae), которые являются ценным биологическим ресурсом. В настоящее время ведется их заготовка (рис. 3), после чего личинок поставляют в разные города России. При этом вопрос, насколько законно осуществляют этот промысел и имеются ли квоты на добычу этого биологического ресурса, остается открытым. По сведениям авторов, сейчас ведут промысел шесть бригад, каждая из них в день заготавливает примерно 1 тонну личинок. В настоящее время в заливе начался интенсивный рост популяции *Artemia* (Crustacea, Anostraca), цисты этих жаброногих рачков – ценнейшее сырье. Есть шанс, что заготовка личинок хирономид, цист и биомассы *Artemia* принесет большую прибыль, чем рыболовство до закрытия канала (Anufriieva, Shadrin, 2020). Не следует всегда бояться нового непредсказуемого состояния экосистемы. Менеджеры и лица, принимающие решения, не должны забывать о том, что потери одних возможностей могут быть компенсированы новыми возможностями, но только в случае если их захотели увидеть и начать использовать. Одна из важных задач экологов и менеджеров окружающей среды в Мире перемен – искать и находить новые возможности.



Рис. 3. Лодки для промышленной заготовки личинок хирономид (Сиваш, сентябрь 2020 г.)
(фото Н. В. Шадрина)

Для реализации адаптивного управления необходимо, как минимум, поддерживать или создавать достаточную открытость для принятия решений и новых идей, с широким вовлечением всех заинтересованных сторон/секторов общества (Habron, 2003; Crépin et al., 2012; Cundill et al., 2012). Адаптивный экологический менеджмент одновременно является и социальным, и научным процессом, он должен фокусироваться на создании и развитии новых общественных институтов и их стратегий, а также менеджментом знаний – выдвижением гипотез и их проверкой (Holling, 1978; Habron, 2003; Lin et al., 2015). Адаптивное управление следует рассматривать как эксперимент, основанный на получении нового знания в процессе работы. Адаптивное управление должно быть сотрудничеством, стратегии которого включают диалог, с расширением общего знания, между заинтересованными группами и сторонами на различных уровнях – от местного до международного (Holling, 1978; Habron, 2003; Crépin et al., 2012; Costanza, Liu, 2014). Снижение возможных рисков от катастрофических изменений состояния водных экосистем, как и наращивание адаптационного потенциала в социально-экологических системах (водоем – водосбор – люди), требуют интеграции усилий естественных и социальных наук.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В быстро, и иногда катастрофически, меняющемся мире выживание и нормальное развитие общества в отдельных регионах напрямую зависит от адекватного понимания происходящих изменений. Многократно показано, что реальные экосистемы могут находиться в нескольких альтернативных состояниях, поэтому в настоящее время происходит пересмотр основной экосистемной парадигмы. От теоретической концепции единственности устойчивого состояния экосистемы экология переходит к концепции множественности устойчивых состояний экосистемы. Динамику экосистем можно представить, по К. Холлингу, в виде адаптационного цикла с чередованием четырех фаз. В этой динамике существуют точки невозврата, когда в дальнейшей динамике экосистем существует неопределенность, не позволяющая делать однозначный прогноз. Экосистемы в определенном смысле имеют память, чем обусловлен эффект гистерезиса при разнонаправленных изменениях систем. Из всего этого вытекает необходимость развития подходов адаптивного менеджмента экосистем на основе новой концепции, что особенно актуально в случаях быстрой трансформации природных экосистем, как например, в Крыму после прекращения подачи днепровской воды в Северо-Крымский канал. На полуострове при остром дефиците воды стало невозможно реализовывать ту стратегию природопользования, которая реализовывалась до 2014 года. В таких регионах, основные экосистемы находятся в некогерентной стадии перехода в новые альтернативные состояния. «Закрываются» одни возможности природопользования, но появляются новые, которые необходимо увидеть и использовать. Только на основе использования подхода МАСЭ и адаптивного менеджмента реально найти устойчивый выход из сложившейся сложной эколого-социальной ситуации.

Работа выполнена в рамках государственного задания ФИЦ ИнБЮМ «Изучение особенностей структуры и динамики экосистем соленых озер и лагун в условиях климатической изменчивости и антропогенной нагрузки для создания научных основ их рационального использования» (регистрационный номер АААА-А19-119100790153-3).

Список литературы

- Богатов В. В. О закономерностях функционирования речных экосистем в свете базовых научных концепций // Вестник Северо-Восточного научного центра ДВО РАН. – 2013. – № 4. – С. 90–99.
- Винберг Г. Г. Планктонологические и физико-химические исследования Попова пруда // Применение методов физической химии к изучению биологии пресных вод / Труды Звенигородской гидрофизиологической станции. – 1928. – С. 352–365.
- Загородняя Ю. А., Батогова Е. А., Шадрин Н. В. Многолетние трансформации планктона в гипергалинном Бакальском озере (Украина, Крым) при колебаниях солености // Морской экологический журнал. – 2008. – Т. 7, № 4. – С. 41–50.

- Красилов В. А. Эволюция и биостратиграфия. – М.: Наука, 1977. – 250 с.
- Михайловский Г. Е. Описание и оценка состояния планктонных сообществ. – М.: Наука, 1988. – 214 с.
- Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса: Новый диалог человека с природой. – М.: Прогресс, 1986. – 432 с.
- Хакен Г. Синергетика. – М.: Мир, 1980. – 406 с.
- Шадрин Н. В. Динамика экосистем и эволюция: множественность устойчивых состояний и точки опрокидывания/невозврата. Необходимость нового понимания // Морской экологический журнал. – 2012. – Т. 11, № 2. – С. 85–95.
- Allen C. R., Fontaine J. J., Pope K. L., Garmestani A. S. Adaptive management for a turbulent future // Journal of Environmental Management. – 2011. – Vol. 92, N 5. – P. 1339–1345.
- Andersen T., Jacob Carstensen J., Duarte C. M. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification // Trends in Ecology and Evolution. – 2009. – Vol. 24, N 1. – P. 49–57.
- Anufrieva E., Shadrin N. The long- term changes in plankton composition: Is Bay Sivash transforming back into one of the world's largest habitats of *Artemia* sp. (Crustacea, Anostraca)? // Aquaculture Research. – 2020. – Vol. 51, N 1. – P. 341–350.
- Ascough J. C., Maier H. R., Ravalico J. K., Strudley M. W. Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making // Ecological Modelling. – 2008. – Vol. 219, N 3–4. – P. 383–399.
- Beisner B. E., Haydon D. T., Cuddington K. Alternative stable states in ecology // Frontiers in Ecology and the Environment. – 2003. – Vol. 1, N 7. – P. 376–382.
- Biggs R., Carpenter S. R., Brock W. A. Turning back from the brink: detecting an impending regime shift in time to avert it // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. – 2009. – Vol. 106, N 3. – P. 826–831.
- Bindraban P. S., Brink B. T., Bai Z. G., Bakkenes M., Van Beek R., Van Den M., Muller C., Schaphoff S., Sonneveld B., Stoorvogel J., Temme A. Mapping global ecosystem degradation and its impacts. – 2013. – Режим доступа: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.669.2155&rep=rep1&type=pdf> (просмотрено 10.12.2020).
- Blindow I., Andersson G., Hargeby A., Johansson S. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes // Freshwater Biology. – 1993. – Vol. 30, N 1. – P. 159–167.
- Boldgiv B., Bayartogtokh B., Bayarsaikhan U. Yellow dragon, green belt and alternative ecosystem states // Mongolian Journal of Biological Sciences. – 2005. – Vol. 3, N 2. – P. 49–58.
- Brock W. A., Carpenter S. R. Variance as a leading indicator of regime shift in ecosystem services // Ecology and Society. – 2006. – Vol. 11, N 2. – P. 9.
- Brown J. H., Gupta V. K., Li B. L., Milne B. T., Restrepo C., West G. B. The fractal nature of nature: power laws, ecological complexity and biodiversity // Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences. – 2002. – Vol. 357, N 1421. – P. 619–626.
- Capon S. J., Lynch A. J. J., Bond N., Chessman B. C., Davis J., Davidson N., Finlayson M., Gell P. A., Hohnberg D., Humphrey C., Kingsford R. T., Nielsen D., Thomson J. R., Ward K., Nally R. M. Regime shifts, thresholds and multiple stable states in freshwater ecosystems; a critical appraisal of the evidence // Science of the Total Environment. – 2015. – Vol. 534. – P. 122–130.
- Costanza R., Liu S. Ecosystem services and environmental governance: comparing China and the U.S. // Asia and the Pacific Policy Studies. – 2014. – Vol. 1, N 1. – P. 160–170.
- Crépin A. S., Biggs R., Polasky S., Troell M., De Zeeuw A. Regime shifts and management // Ecological Economics. – 2012. – Vol. 84. – P. 15–22.
- Cundill G., Cumming G. S., Biggs D., Fabricius C. Soft systems thinking and social learning for adaptive management // Conservation Biology. – 2012. – Vol. 26, N 1. – P. 13–20.
- Dakos V., Matthews B., Hendry A. P., Levine J., Loeuille N., Norberg J., Nosil P., Scheffer M., De Meester L. Ecosystem tipping points in an evolving world // Nature Ecology and Evolution. – 2019. – Vol. 3, N 3. – P. 355–362.
- Davis J. A., McGuire M., Halse S. A., Hamilton D., Horwitz P., McComb A. J., Friend R. H., Lyons M., Sim L. What happens when you add salt: predicting impacts of secondary salinisation on shallow aquatic ecosystems by using an alternative-states model // Australian Journal of Botany. – 2003. – Vol. 51, N 6. – P. 715–724.
- Dent C. L., Cumming G. S., Carpenter S. R. Multiple states in river and lake ecosystems // Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. – 2002. – Vol. 357, N 1421. – P. 635–645.
- Dublin H. T., Sinclair A. R. E., McGlade J. Elephants and fire as causes of multiple stable states in the SerengetiMara woodlands // Journal of Animal Ecology. – 1990. – Vol. 59, N 3. – P. 1147–1164.
- Feehan C. J., Scheibling R. E. Effects of sea urchin disease on coastal marine ecosystems // Marine Biology. – 2014. – Vol. 161, N 7. – P. 1467–1485.
- Folke C., Fabricius C., Cundill G., Schultz L. Communities, ecosystems and livelihoods // Ecosystems and Human Well-being: Multiscale Assessment [Eds. D. Capistrano, C. Samper, M. Lee, C. Raudsepp-Hearne]. – Washington: Island Press, 2005. – P. 261–277.
- Gsell A. S., Scharfenberger U., Özkundakci D., Walters A., Hansson L. A., Janssen A. B., Nöges P., Reid P. C., Schindler D. E., Van Donk E., Dakos V. Evaluating early-warning indicators of critical transitions in natural aquatic ecosystems // Proceedings of the National Academy of Sciences. – 2016. – Vol. 113, N 50. – P. E8089–E8095.
- Gunderson L. H., Holling C. S. Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems. – Washington: Island Press, 2002. – 507 p.

- Habron G. Role of adaptive management for watershed councils // *Environmental Management*. – 2003. – Vol. 31, N 1. – P. 29–41.
- Halley J. M., Hartley S., Kallimanis A. S., Kunin W. E., Lennon J. J., Sgardelis S. P. Uses and abuses of fractal methodology in ecology // *Ecology Letters*. – 2004. – Vol. 7, N 3. – P. 254–271.
- Hilderbrand R. H., Watts A. C., Randle A. M. The myths of restoration ecology // *Ecology and Society*. – 2005. – Vol. 10, N 1. – P. 19.
- Holling C. S. Resilience and stability of ecological systems // *Annual Review of Ecology and Systematics*. – 1973. – Vol. 4. – P. 1–23.
- Holling C. S. Adaptive environmental assessment and management. – New York: Wiley, 1978. – 377 p.
- Holling C. S. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems // *Ecosystems*. – 2001. – Vol. 4, N 5. – P. 390–405.
- Holling C. S., Schindler D. W., Walker B. W., Roughgarden J. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis // *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues* [Eds. C. Perrings, K. G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling, B. O. Jansson]. – Cambridge: Cambridge University Press, 1995. – P. 44–83.
- Kitzberger T., Perry G. L., Paritsis J., Gowda J. H., Tepley A. J., Holz A., Veblen T. T. Fire–vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand // *New Zealand Journal of Botany*. – 2016. – Vol. 54, N 2. – P. 247–272.
- Knowlton N. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics // *Integrative and Comparative Biology*. – 1992. – Vol. 32, N 6. – P. 674–682.
- Levin S. A. Fragile dominion: Complexity and the commons. – Massachusetts: Perseus Books Group, 1999. – 250 p.
- Lewontin R. C. The meaning of stability // *Diversity and Stability in Ecological Systems*, Brookhaven Symposia in Biology, No. 22. [Eds. G. M. Woodwell, H. H. Smith]. – New York: Brookhaven Laboratories, 1969. – P. 13–24.
- Lin H. B., Thornton J. A., Shadrin N. A watershed-based adaptive knowledge system for developing ecosystem stakeholder partnerships // *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. – 2015. – Vol. 33, N 6. P. 1476–1488.
- Lin Q. Q., Xu L., Hou J. Z., Liu Z. W., Jeppesen E., Han B. P. 2017. Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: implication for the effect of climate warming // *Water Research*. – 2017. – Vol. 124. – P. 618–629, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.078>.
- Lyytimäki J., Hildén M. Thresholds of sustainability: policy challenges of regime shifts in coastal areas // *Sustainability: Science, Practice and Policy*. – 2007. – Vol. 3, N 2. – P. 61–69.
- Mandelbrot B. B. The fractal geometry of nature. – New York: Freeman and Co, 1982. – 460 p.
- McGlathery K. J., Reidenbach M. A., D'Odorico P., Fagherazzi S., Pace M. L., Porter J. H. Nonlinear dynamics and alternative stable states in shallow coastal systems // *Oceanography*. – 2013. – Vol. 26, N 3. – P. 220–231.
- Norström A. V., Nyström M., Lokrantz J., Folke C. Alternative states on coral reefs: beyond coral–macroalgal phase shifts // *Marine Ecology Progress Series*. – 2009. – Vol. 376. – P. 295–306.
- Petratis P. S., Dudgeon S. R. Detection of alternative stable states in marine communities // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. – 2004. – Vol. 300, N 1–2. – P. 343–371.
- Petratis P. S., Methratta E. T., Rhile E. C., Vidargas N. A., Dudgeon S. R. Experimental confirmation of multiple community states in a marine ecosystem // *Oecologia*. – 2009. – Vol. 161, N 1. – P. 139–148.
- Qin S., Tang C. Early-warning signals of critical transition: Effect of extrinsic noise // *Physical Review E*. – 2018. – Vol. 97, N 3. – 032406.
- Sarewitz D., Pielke Jr. R. Extreme events: a research and policy framework for disasters in context // *International Geology Review*. – 2001. – Vol. 43, N 5. – P. 406–418.
- Sayers P. B., Hall J. W., Meadowcroft I. C. Towards risk-based flood hazard management in the UK // *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*. – 2002. – Vol. 150. – P. 36–42.
- Scheffer M. Alternative attractors of shallow lakes // *The Scientific World Journal*. – 2001. – Vol. 1. – P. 254–263.
- Scheffer M., Bascompte J., Brock W. A. Early-warning signals for critical transitions // *Nature*. – 2009. – Vol. 461. – P. 53–59.
- Schmitz O. J. Resolving ecosystem complexity. Princeton: Princeton University Press, 2010. – 192 p.
- Shadrin N. V. Coupling of shoreline erosion and biodiversity loss: Examples from the Black Sea // *International Journal of Marine Science*. – 2013. – Vol. 3, N 43. – P. 352–360.
- Shadrin N. V. The alternative saline lake ecosystem states and adaptive environmental management // *Journal of Oceanology and Limnology*. – 2018. – Vol. 36, N 6. – P. 2010–2017.
- Shadrin N. V., Anufrieva E. V. Integral indicators of variability of *Arctodiaptomus salinus* (Daday, 1885) (Copepoda, Diaptomidae) and their possible use in assessing the population state // *Inland Water Biology*. – 2018. – Vol. 11, N 4. – P. 456–464.
- Shadrin N. V., Mironov S. S., Ferat T. A. Interrelations between the losses of sandy beaches and biodiversity in seas: Case of the Bakalskaya Spit (Crimea, Ukraine, Black sea) // *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. – 2012. – Vol. 12, N 5. – P. 411–415.
- Shadrin N. V., Anufrieva E. V., Kipriyanova L. M., Kolesnikova E. A., Latushkin A. A., Romanov R. E., Sergeeva N. G. The political decision caused the drastic ecosystem shift of the Sivash Bay (the Sea of Azov) // *Quaternary International*. – 2018. – Vol. 475. – P. 4–10.
- Shadrin N., Kolesnikova E., Revkova T., Latushkin A., Dyakov C., Anufrieva E. Macrostructure of benthos along a salinity gradient: The case of Sivash Bay (the Sea of Azov), the largest hypersaline lagoon worldwide // *Journal of Sea Research*. – 2019. – Vol. 154. – P. 101811.

Staver A. C., Archibald S., Levin S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states // *Science*. – 2011. – Vol. 334, N 6053. – P. 230–232.

Trefois C., Antony P. M., Goncalves J., Skupin A., Balling R. Critical transitions in chronic disease: transferring concepts from ecology to systems medicine // *Current Opinion in Biotechnology*. – 2015. – Vol. 34. – P. 48–55.

Walker B., Holling C. S., Carpenter S. R., Kinzig A. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems // *Ecology and Society*. – 2004. – Vol. 9, N 2. – P. 5.

Wen H., Ciamarra M. P., Cheong S. A. How one might miss early warning signals of critical transitions in time series data: A systematic study of two major currency pairs // *PloS ONE*. – 2018. – Vol. 13, N 3. – P. e0191439.

Shadrin N. V., Anufrieva E. V. Environmental management and aquatic ecology in search of answers to the challenges of the time // *Ekosistemy*. 2021. Iss. 25. P. 30–40.

Currently, the destruction of landscapes is taking place with a decrease in the sustainability and productivity of natural ecosystems. One of the main reasons for this is inadequate environmental management, which, as a rule, is based on inadequate outdated theoretical ecological concepts. The totality of accumulated data shows that real ecosystems can be in several alternative states and demonstrate relatively rapid changes in the regime of existence with significant, abrupt and permanent changes in structure and functioning. In this regard, the main ecosystem paradigm is currently being revised. From the theoretical concept of the unicity of the ecosystem stable state, ecology moves to the concept of the multiplicity of stable states in the ecosystem. The dynamics of ecosystems can be represented, according to K. Holling, in the form of an adaptation cycle with the alternation of four phases, the features of which are considered. The importance of no return points and possible uncertainty in the dynamics of ecosystems are shown. Ecosystems, in a certain sense, have memory, which is the reason for the hysteresis effect during multidirectional changes in systems. The necessity of developing approaches of adaptive ecosystem management based on this concept is shown. Which is especially important in cases of rapid transformation of natural ecosystems, such, as an example, in the Crimea after the cessation of the supply of Dnieper water to the North Crimean canal. The difficulties of transition to adaptive environmental management in modern conditions are analyzed.

Key words: ecosystems, alternative states, water bodies, environmental management, Crimea.

Поступила в редакцию 11.12.2020

Принята к печати 15.12.20