

**ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ: НА ПУТИ К ОБОБЩАЮЩЕЙ ТЕОРИИ**

*Е.А. Воробейчик, д.б.н. Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург*

Рассмотрены методологические проблемы нахождения предельно допустимых антропогенных нагрузок на экосистемы. Поставлена задача построения обобщающей теории экологического нормирования как частного случая регулирования управляющих воздействий на экосистемы. В наиболее общем виде сформулирован понятийный аппарат экологического нормирования и последовательность процедур нахождения экологических нормативов.

*Ключевые слова:* экологическое нормирование, нагрузки на экосистемы, воздействие на экосистемы, предельно допустимые антропогенные нагрузки.

Популярность понятия «экологическое нормирование» в отечественной научной литературе имела как положительные, так и отрицательные стороны. К положительным можно отнести привлечение интереса к данной проблеме представителями разных научных направлений, что способствовало широкому обмену мнениями, высветившему глубину вопроса, неоднозначность базовых понятий и неприемлемость простых решений. Отрицательной стороной, несомненно, стал значительный информационный шум из огромного числа публикаций, лишь косвенно или вовсе не относящихся к данному вопросу, и в которых слова «экологическое нормирование» выполняли лишь знаковую функцию. В последние годы, когда рассматриваемое направление стало учебной дисциплиной при подготовке не только студентов-биологов, но и технологов, экономистов и правоведов, ситуация только усугубилась

Логика развития науки убеждает в том, что в конечном итоге должна быть разработана единая теория эконормирования, объединяющая и существующие, и потенциально возможные варианты нормирования как частные случаи. Многочисленность теоретических работ дает основание говорить, что рассматриваемая область знания уже достигла того уровня, когда возможны обобщения такого рода. В данной работе мы обсуждаем ряд моментов, важных для разработки обобщающей теории эконормирования, а также попытаемся представить ее черновой эскиз.

Прежде чем перейти к реализации декларированных целей работы, сделаем два предварительных замечания. К настоящему времени выполнено очень много исследований, как теоретических, так и экспериментальных, которые прямо или косвенно можно отнести к рассматриваемому вопросу. Подробный обзор этих работ – отдельная задача, в разное время частично решенная ранее [1-3]. В данной статье мы не преследуем цели анализа публикаций по этой теме,

что определило очень выборочное цитирование литературных источников.

Второе замечание связано с ограничением объема понятия «экологическое нормирование». Вне всяких сомнений, в широком смысле эконормирование – это комплексная проблема, лежащая на стыке многих научных дисциплин – классической и прикладной экологии, гигиены и охраны окружающей среды, экотоксикологии, экономики и права. Мы же будем рассматривать эконормирование только в определенном аспекте – как процедуру нахождения предельно допустимых экологических нагрузок на экосистемы. Соответственно, мы дистанцируемся от ряда вопросов, которые часто относят к этой сфере (например, в отечественной юридической литературе экологическое нормирование в первую очередь понимается как процедура установления законодательными органами эконормативов и как их применение на практике). В частности, мы не касаемся проблемы технологической достижимости нормативов, а также правовых и экономических вопросов их применения. Такое сужение рамок сделано умышленно: создание экологических нормативов и их применение в практике природопользования – это исключительно прикладная задача, о которой должны писать профессионалы в других областях – инженеры, правоведы, экономисты, социологи и политики, к которым автор себя никоим образом не причисляет.

**Аксиоматика экологического нормирования**

Создание любой теории начинается с определения базовых понятий и формулировки исходных утверждений, «внешних» по отношению к данной теории. Дадим дефиниции тем базовым понятиям, которыми будем оперировать в дальнейшем.

*Объект экологического нормирования* – экологическая система определенного пространственно-временного масштаба. В данном случае мы принимаем наиболее широкое определение экосистемы,

которое почти совпадает с общим определением любой системы: совокупность взаимодействующих живых и неживых элементов, обладающая определенной степенью общности и которую по некоторым критериям можно отделить от других таких же совокупностей (разница с общим определением системы заключается лишь в том, что в экосистему обязательно входят элементы живой природы). Объектами экономирования могут быть и вся биосфера, и целый континент, и конкретный биом, и небольшой участок леса, и территория города, и отдельная популяция конкретного вида, и среда обитания человека в узком смысле (жилище, производственные помещения и пр.). Расширительное понимание экосистемы удобно для наших целей, прежде всего, своей «безразмерностью».

*Описание объекта* – набор параметров (показателей, характеристик, индикаторов), который с необходимой степенью точности (определяемой, в свою очередь, пространственно-временным масштабом и целями нормирования) характеризует структуру и функционирование объекта нормирования.

*Состояние объекта* – описание объекта в определенный момент времени, т.е. конкретные значения набора параметров описания, которые задают положение объекта в пространстве возможных значений.

*Внешняя среда* – совокупность агентов воздействия на объект нормирования. Примеры агентов воздействия: промышленные выбросы / сбросы от локального источника загрязнения; глобальные и региональные атмосферные выпадения; транспортные средства, приводящие к механическим нарушениям почвенно-растительного покрова; люди (охотники и собиратели), изымающие определенную долю продукции популяций охотничьих животных или лекарственных растений.

*Управляющее воздействие* – любое изменение внешней среды, которое осуществляет субъект управления (преднамеренно или непреднамеренно) и которое приводит (или может привести в будущем) к изменению состояния объекта экономирования.

*Субъект управления* – совокупность лиц, принимающих решения об управляющих воздействиях на объект нормирования.

*Субъект оценки* – совокупность лиц, выносящих суждение о качестве объекта нормирования. Субъектами оценки могут быть эксперты-ученые, чиновники природоохранных ведомств, либо просто старушки у подъезда, рассуждающие об «ухудшении экологии». В разных ситуациях субъекты

оценки и субъекты управления могут не перекрываться, частично перекрываться или полностью совпадать.

*Субъект использования* – совокупность лиц, потребляющих ресурсы, которые предоставляет объект экономирования. Субъект использования также в разных сочетаниях может совпадать с субъектами оценки и управления.

*Оценка качества* – суждение субъекта оценки о состоянии объекта экономирования с точки зрения выполнения им определенных функций (т.е. обеспечения совокупности «благ и полезностей»), необходимых для благополучия субъекта использования в настоящем или будущем. Качество должно измеряться, по крайней мере, в порядковой шкале; другими словами, градации качества должны быть ранжированы в возрастающий или убывающий ряд.

*Нормальное состояние (норма) объекта нормирования* – часть области пространства возможных состояний, в пределах которой реализуется удовлетворительное качество объекта. Оставшаяся часть области пространства возможных состояний, т.е. не относящаяся к нормальному состоянию, можно обозначить как патологическое состояние объекта нормирования, а можно подразделить на несколько частей, различающихся степенью патологичности.

*Цель (критерий) экологического нормирования* – выбранные субъектом оценки свойства (параметры, инварианты) объекта экономирования, для сохранения которых разрабатываются экологические нормативы.

*Экологическая нагрузка* – такое изменение внешней среды, которое приводит или может привести к ухудшению качества объекта, т.е. к нежелательным с точки зрения субъекта оценки изменениям в его состоянии.

*Экологическое нормирование* – нахождение граничных значений экологических нагрузок для того, чтобы можно было установить ограничения для управляющих воздействий на объект нормирования при которых достигаются цели нормирования.

*Предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН)* – это максимальная нагрузка, которая еще не вызывает ухудшения качества объекта нормирования, т.е. еще не выводит систему из области нормального состояния.

*Экологический норматив* – обязательное для субъектов управления (т.е. законодательно установленное) ограничение экологических нагрузок. В идеальном случае экологический норматив должен совпадать с ПДЭН, но поскольку эконорматив

учитывает привходящие «политические» обстоятельства (технологическая достижимость, стоимость, социальные издержки и т.п.), эти две категории не совпадают.

Итак, мы сформулировали понятийный аппарат эконоормирования в самом общем виде. Схема логического соподчинения категорий, совокупность которых, на наш взгляд, формирует «замкнутую» и стройную систему, представлена на рис. 1.

Теоретически, можно было бы построить и другую систему понятий эконоормирования (в частности, базируясь на категории экориска; впрочем, нормирование – это частный случай оценки риска, когда останавливаются только на одном, допустимом, его значении). В этом отношении представленная система понятий, как и любая другая, неизбежно носит субъективный (авторский) характер, что безусловно необходимо учитывать при ее оценке. Заметим также, что гигиеническое нормирование при предложенном подходе рассматривается как частный случай экологического, когда в качестве реципиента воздействия рассматривается только человек и соответствующим образом выбраны цели (здоровье населения с учетом последствий для последующих поколений), масштабы и объекты (производственные помещения, селитебные территории и т.д.) и способы анализа дозовых зависимостей (лабораторные эксперименты).

Совершенно очевидно, что каждое из базовых понятий можно наполнить очень разным содержанием. Собственно, как это будет обсуждаться ниже, именно разные варианты их конкретизации поро-

дают все разнообразие существующих подходов к эконоормированию.

Из приведенной системы базовых понятий вытекает несколько простых, но достаточно важных следствий.

*Первое следствие:* эконоормирование – это частный случай регулирования управляющих воздействий, касающийся только определенного класса воздействий, а именно тех, которые могут снизить качество объекта. Другой частный случай регулирования – оптимизация, цель которой улучшить качество объекта управления.

*Второе следствие:* эконоормирование имеет смысл только тогда, когда существует причинно-следственная связь между экологической нагрузкой и состоянием (качеством) объекта нормирования. Другими словами, нормировать можно только те воздействия, которые приводят или потенциально могут приводить к ухудшению качества объекта. Бессмысленно нормировать воздействия, которые не оказывают влияния на объекты.

*Третье следствие:* нормировать можно только те изменения внешней среды, которые прямо или косвенно индуцирует субъект управления; бессмысленно нормировать естественно обусловленные изменения внешней среды.

### Субъект оценки: биоцентризм или антропоцентризм?

Прежде чем двигаться дальше, отдельно остановимся на чрезвычайно важном для экологического нормирования методологическом аспекте,

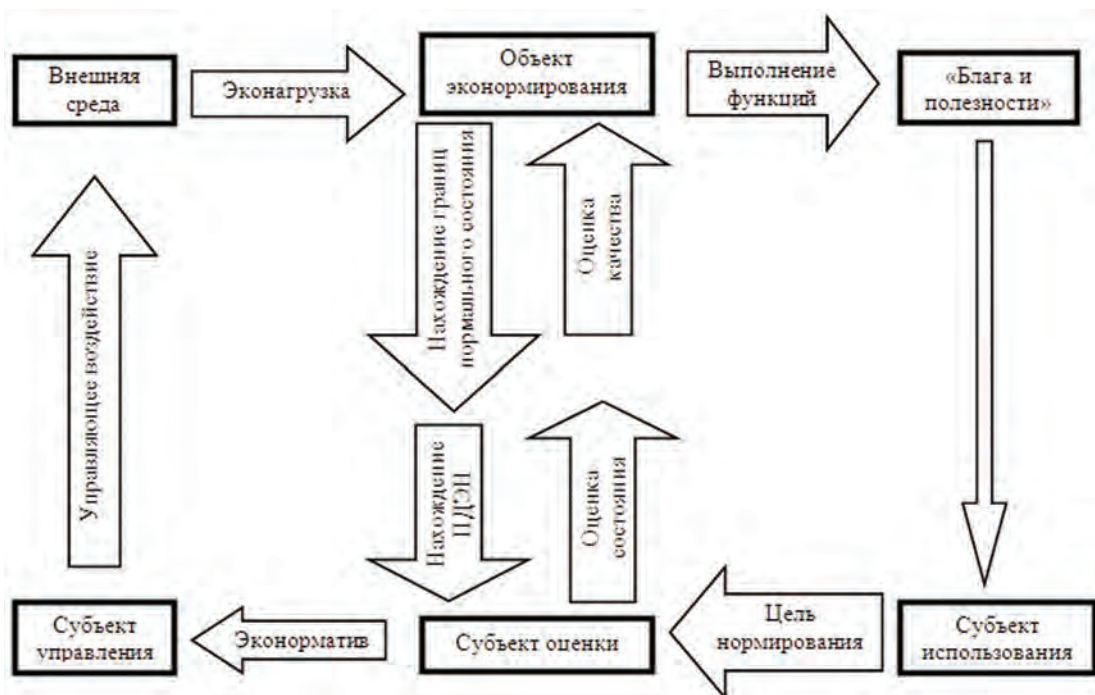


Рис. 1. Соподчинение основных понятий экологического нормирования. В прямоугольниках – объекты и субъекты, стрелки – действия и связи.

связанном с ответом на вопрос «кто может выступать субъектом оценки?» С одной стороны, ответ на него прост и дан в приведенном выше определении этого понятия, с другой – достаточно сложен и отягощен грузом мешающих эмоций. Существует очень много публикаций с пространными рассуждениями о биоцентризме и биоэтике, в которых зафиксировано категорическое несогласие с тезисом, что единственным субъектом оценки может быть только человек, а оперирование «точкой зрения природы» лишено смысла (впрочем, нередко упомянутые публикации имеют большее отношение к изящной словесности, чем собственно к экологии).

Наиболее часто эконормирование выдвигают как альтернативу гигиеническому нормированию, разработанному для защиты человека. Рассуждения, обосновывающие необходимость такой замены, обычно сводятся к следующему. Гигиеническое нормирование ставит в центр только интересы человека и не учитывает интересы природы; практика применения гигиенического нормирования к защите природных экосистем привела к их повсеместной деградации, примеры чего многочисленны; следовательно необходимо разработать другой подход к нормированию, который бы ставил в центр интересы природы; следовательно, необходимо заменить продемонстрировавший свою несостоятельность антропоцентризм на биоцентризм. В такой цепочке рассуждений присутствует распространенная логическая ошибка – подмена понятий: человек как субъект оценки подменяется человеком как объектом защиты, а антропоцен-

тризму приписывается учет только чисто утилитарных потребностей. Действительно, гигиеническое нормирование понимает среду обитания человека очень узко и не направлено на защиту природных экосистем; поэтому необходима его замена (вернее, поглощение) экологическим нормированием.

Еще на ранних этапах развития экологического нормирования Н.С. Строганов [4] предложил очень важный принцип соответствия: экосистема всегда стремится соответствовать внешним условиям, поэтому для нее нельзя указать объективную биологическую норму и, соответственно, патологию. Внутри экосистемы не может быть субъекта оценки ее качества, такой субъект может быть только вне ее; вернее, внутри экосистемы субъектов оценки бесконечно много и их «суждения» о качестве не совпадают, а часто противоположны; только человек может преодолеть неразрешимое противоречие оценок. Таким образом, только явно постулируемый антропоцентризм дает возможность предметного рассмотрения критериев оценки качества экосистемы. Однако заметим, что принятие антропоцентризма не означает упрощенного его толкования: человек должен учитывать не только утилитарно-ресурсные функции экосистем, но и биосферно-средовые.

### Общая схема экологического нормирования

В наиболее общем виде схема эконормирования, отражающая последовательность процедур, приводящих к получению экологических нормативов, может быть представлена как совокупность двух контуров – «внешнего» и «внутреннего» (рис. 2).

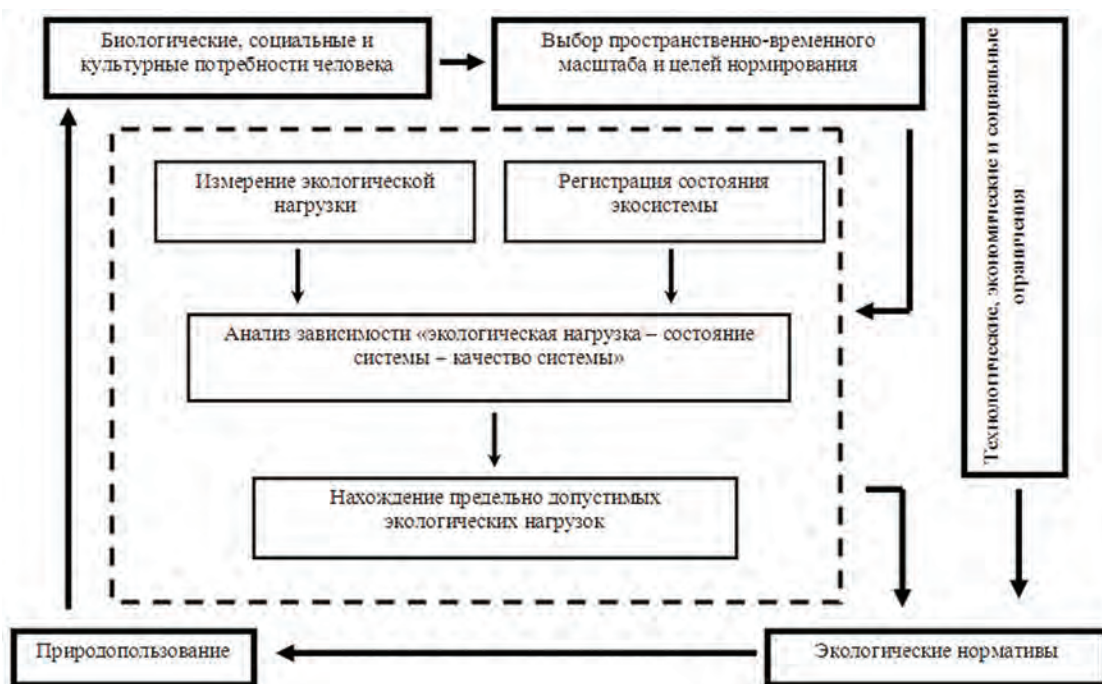


Рис. 2. Общая схема экологического нормирования. Элементы «внешнего контура» показаны жирной линией, «внутреннего контура» – пунктиром.

Первый контур задает исходную («внешнюю» по отношению к процедуре нормирования) информацию для разработки нормативов: это определенный «социально-экономический заказ» и обратная связь для оценки его выполнения. Эта информация определяет выбор пространственного и временного масштабов (локального, регионального, глобального) и критериев нормирования, фактически, дающих ответ на вопрос «что сохранять с помощью нормативов?» (среду обитания человека, девственную природу, экосистемы с максимальной продукцией, экосистемы с определенной структурой и пр.). Выбор масштаба и критериев задает конкретный набор параметров биоты и нагрузок.

Второй контур – это собственно процедура определения экономотивов, центральный этап которой – анализ зависимостей «экологическая нагрузка – состояние экосистемы – качество экосистемы». ПДЭН – это граница, разделяющая все множество возможных состояний на два качественно различающихся подмножества – допустимых и недопустимых. Как указывалось выше, ПДЭН и экологический норматив – это разные вещи понятия. Последний, выступая непосредственным управляющим звеном в практике природопользования, должен учитывать существующую реальность, т.е. экономические, технологические и социальные ограничения, которые входят во «внешний» контур и могут препятствовать снижению нагрузок до предельно допустимых.

### **Базовая модель экологического нормирования**

Перейдем к более формализованному описанию внутреннего контура экологического нормирования. Задача нахождения нормативов сводится к решению системы двух уравнений, которую мы обозначили как «базовая модель экологического нормирования»:

$$z = f_2(Y),$$

$$Y = f_1(X),$$

где  $z$  – качество экосистемы;  $Y$  – набор параметров, описывающих состояние экосистемы;  $X$  – набор параметров, описывающих нагрузки на экосистему;  $f_1$  – функция, описывающая зависимость состояния экосистемы от нагрузок;  $f_2$  – функция, описывающая зависимость качества экосистемы от ее состояния. Другими словами, мы разбили зависимость «нагрузка – состояние – качество» на две части – «нагрузка – состояние» и «состояние – качество».

Подчеркнем принципиальное различие в раз-

мерности величин, входящих в базовую модель. Оценка состояния экосистемы – это одномерная величина с очень небольшим количеством градаций (от двух-трех до пяти-семи) на шкале «хорошо-плохо»; состояние экосистемы и нагрузки на нее описываются существенно многомерным (порядка  $10^1$ - $10^3$ ) набором переменных.

Установить величину ПДЭН – это значит определить такие значения экологических нагрузок  $Y^*$ , при которых сохраняется определенное состояние экосистемы  $X^*$ , которому соответствует некоторое граничное значение оценки качества экосистемы  $z^*$  (оно обычно выражается словами «хорошо» или «удовлетворительно»).

Обратим внимание на следующий ключевой момент. Решение системы уравнений базовой модели возможно тогда и только тогда, когда функции  $f_1$  или  $f_2$  имеют качественные переходы (т.е. точки перегиба). Другими словами, либо функция  $f_1$ , либо функция  $f_2$  должна быть нелинейной, что позволило бы определить область качественного перехода. В данном случае, нелинейность означает неравномерное изменение скорости, когда в определенной области плавные изменения параметра сменяются более быстрыми.

Поясним сказанное схемой (рис. 3), на которой зависимости «нагрузка – состояние» и «состояние – качество» расположены зеркально друг относительно друга. Если функция  $f_1$  нелинейна (рис. 3а), то ПДЭН находится «автоматически» восстановлением перпендикуляра на ось нагрузок, а функция  $f_2$  нужна только для задания «правильного» направления этой оси. Если функция  $f_1$  линейна (т.е. в природе нет «истинной» нелинейности), тогда нелинейность должна быть введена «искусственно» (рис. 3б) через функцию  $f_2$ . Другими словами, должны быть найдены причины, по которым одну градацию качества можно признать принципиально отличающейся от другой. В частности, это может быть реализовано с использованием нелинейных функций желательности.

Если обе функции линейны (рис. 3в), решение задачи нормирования теряет смысл, поскольку в таком случае ни одно из значений нагрузок не имеет преимуществ перед другими и, следовательно, любое значение может быть принято в качестве ПДЭН (равнозначность любых значений нагрузки при линейных функциях можно сравнить с ситуацией, когда портной спрашивает у дамы, не имеющей достаточных оснований, чтобы похвастаться стройностью – «Где будем делать талию?»).

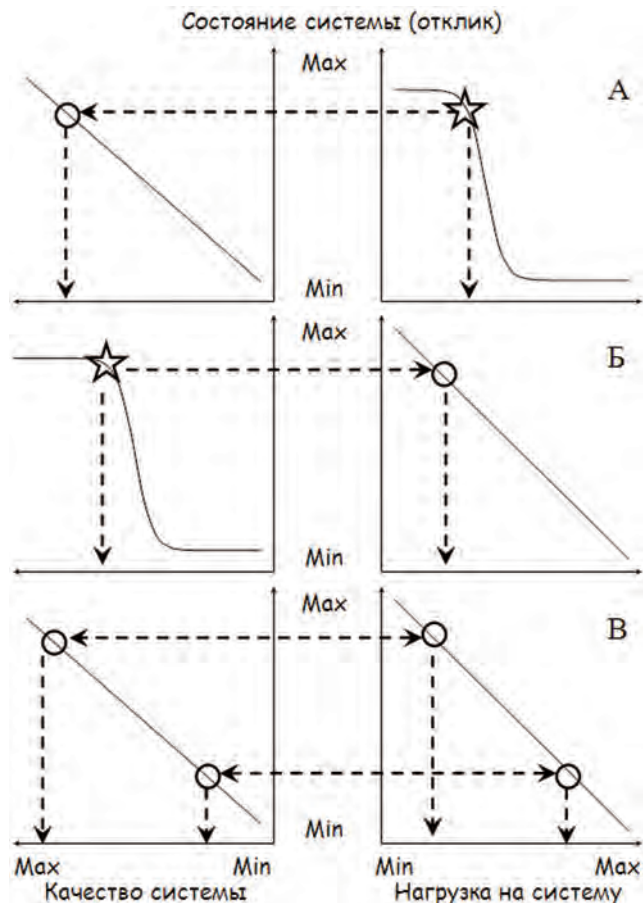


Рис. 3. Разные варианты нахождения ПДЭН в рамках базовой модели эконормирования (пояснения в тексте). Обозначения: звездочка – критическая точка зависимости; окружность – значение, восстановленное по другой зависимости.

### Варианты экологического нормирования – выборы и упрощения базовой модели

При всей кажущейся простоте, базовая модель эконормирования порождает практически бесконечное разнообразие конкретных вариантов нахождения предельных нагрузок. В первую очередь, это разнообразие связано многомерностью набора переменных, описывающих состояние экосистемы и нагрузки на нее. Соответственно, конкретизируя (т.е. в определенном отношении упрощая) тем или иным способом общую формулировку задачи, исследователь выбирает (или изобретает) определенный вариант нормирования. Другими словами, любой конкретный вариант нормирования – это вариант упрощения базовой модели.

Конкретизация должна касаться выборов возможных вариантов в рамках как внешнего, так и внутреннего контура. В первом случае должны быть выбраны: 1) цели нормирования; 2) объект нормирования; 3) пространственный и временной масштабы нормирования. Упрощение базовой модели должно идти по четырем направлениям: 1) снижение размерности при описании состояния экосистемы  $y$ ; 2) снижение размерности при опи-

сании нагрузок на экосистему  $x$ ; 3) параметризация функции  $f_1$ ; 4) параметризация функции  $f_2$ .

### Внешний контур

**Выбор целей нормирования.** Первый шаг к формированию системы критериев нормирования – подробное рассмотрение всех тех «благ и полезностей» («nature's goods and service»), которые человек получает от природы. Данный вопрос рассматривается в разных научных направлениях, но, вероятно, наиболее подробно разработан в экологической экономике [5, 6].

Логично принять деление экосистемных функций на три крупные группы: 1) биосферно-средовые – вклад в устойчивое функционирование экосистем более высокого ранга вплоть до биосферы в целом; соответственно обеспечение существования человека как биологического вида и обеспечение материальных условий для его производства; 2) утилитарно-ресурсные – прямое использование природных биоресурсов в хозяйственной деятельности; 3) социокультурные – обеспечение существования человека как социального существа. В табл. 1 дана конкретизация этих групп, хотя список представ-

**Функции экосистем (по [5] с изм.)**

Биосферно-средовые	Утилитарно-ресурсные	Социокультурные
1. Регуляция химического состава атмосферы (баланс углекислого газа и кислорода; уровень озона, диоксида серы, парниковых газов). 2. Регуляция климата (температура, атмосферные выпадения и другие климатические параметры на глобальном и региональном уровнях). 3. Регуляция нарушений (способность гасить флуктуации окружающей среды; защита от штормов, контроль наводнений, восстановление после засух). 4. Водная регуляция (регуляция гидрологических потоков). 5. Почвообразование (выветривание горных пород, аккумуляция органического вещества, образование почв). 6. Контролирование эрозии и удержание твердых осадков (предотвращение потерь почвы от ветровой и водной эрозии). 7. Циклы биогенов (сохранение и обогащение биогенами; фиксация атмосферного азота, циклы азота, фосфора и других биогенов). 8. Переработка отходов (удаление или разложение ксенобиотиков; переработка отходов, детоксикация).	9. Обеспечение водой (обеспечение водой для сельскохозяйственных, промышленных, транспортных потребностей). 10. Производство пищи (продукция, потребляемая как пища: рыба, охотничья фауна, урожай культур, орехи, фрукты, ягоды). 11. Техническое сырье (древесина, топливо, корм для скота и пр.). 12. Генетические ресурсы (источник уникальных биологических материалов и продуктов; медицина, продукты для научных целей, гены устойчивости к растительным патогенам и сельскохозяйственным вредителям, декоративные виды). 13. Биологический контроль (трофическая регуляция популяций; ключевые хищники контролируют виды жертв, уменьшение нагрузки от травоядных высшими хищниками). 14. Опыление (обеспечение репродукции растительных популяций). 15. Рефугиумы (питомники, местообитания для мигрирующих видов, региональные местообитания для локально промысляемых видов).	16. Рекреация (эко-туризм, спортивное рыболовство и другая активность). 17. Культурные потребности (эстетическая, художественная, образовательная, духовная и научная ценность экосистем).

ленных экосистемных функций нельзя считать исчерпывающим.

Давно осознано [7], что невозможно требовать выполнения всех функций всеми экосистемами одновременно (особенно в локальном масштабе). Отсюда следует, что цели эконормирования в разных ситуациях различаются. Операционально цели задаются тем, какими из экосистемных функций можно пренебречь или «пожертвовать», а какие должны быть сохранены обязательно.

Ответы на вопрос «что можно, а что нельзя изменять в экосистеме?» могут быть расположены в следующий убывающий ряд: 1) «нельзя изменять ничего по сравнению с существующим состоянием» (заповедные территории, для которых в первую очередь важна ненарушенность); 2) «можно изменять многое, но при сохранении определенных инвариантов (продукция, структура)»; 3) «можно изменять все, но при максимизации определенной функции» (примеры таких природно-искусственных экосистем – агроценозы, цель создания которых – достижение максимальной продукции); 4) «можно изменять все, но при сохранении физико-химических параметров среды в определенных пределах, пригодных для человека» (примеры таких искусственных экосистем – города, производственные помещения).

**Выбор объекта и масштаба.** Традиционно

пространственный масштаб нормирования разделяют на локальный ( $10^1$ - $10^4$  м<sup>2</sup>), региональный ( $10^6$ - $10^{10}$  м<sup>2</sup>) и глобальный ( $10^{12}$ - $10^{14}$  м<sup>2</sup>). Временные масштабы также сильно различаются – от минут до десятилетий. Пространственный и временной масштабы, безусловно, связаны друг с другом, но эта связь неоднозначна: одному пространственному масштабу может соответствовать спектр временных.

Исходя из масштабов рассмотрения различаются и объекты: в локальном масштабе – это элементарные водосборные бассейны, экосистемы ранга биогеоценоза, в региональном – экосистемы ранга крупных регионов, видовые популяции, в глобальном – биомы, вся планета. Специфичны масштабам и параметры, которыми можно описать состояние систем и нагрузки на них: в локальном – разнообразие, структура и продукция биотических сообществ, локальное поступление поллютантов, в региональном – состояние критических ландшафтов, уровень региональных выпадений поллютантов, соотношение площадей экосистем с разной степенью нарушенности, в глобальном – планетарные параметры (глобальная температура, толщина озонового слоя, концентрация углекислого газа в атмосфере, альbedo).

В эконормировании, как и в других областях экологии, существует проблема, связанная с инди-

видуальностью объектов (особенно в локальном масштабе). Строго говоря, любой природный объект уникален, поэтому экологические нормативы должны разрабатываться для каждого конкретного объекта. Иногда действительно так поступают (например, для конкретных охраняемых территорий), но в подавляющем большинстве случаев это нереально и речь идет не собственно об объектах, а о типах объектов.

Типология может быть различна как по своим основаниям, так и по количеству иерархических уровней (например, лесные экосистемы – лиственные леса – березовые леса – березовый лес разнотравный). Для эконормирования, во-первых, важно, чтобы был выбран в определенном отношении оптимальный (не слишком высокий, но и не слишком низкий) уровень иерархии, а во-вторых, в использованной типологии учитывались свойства, связанные с устойчивостью системы (т.е. в пределах определенного типа объекты должны быть относительно однородны по устойчивости к рассматриваемым нагрузкам). Для локального уровня типологию задает и более высокий пространственный масштаб, определяющий необходимость учета природной зональности.

### Внутренний контур

**Упрощение первое – индексы нагрузки.** Для ряда простых случаев вопрос о том, что считать мерой нагрузки не вызывает сложностей. К их числу можно отнести загрязнение каким-либо одним поллютантом (тогда мерой нагрузки выступает его содержание в депонирующих средах) или какой-либо «простой» вид механического воздействия (например, вытаптывание). Однако такие случаи достаточно редки: чаще всего на экосистему одновременно действует много разных нагрузок; наиболее сложный вариант – многокомпонентное загрязнение, включающее многие десятки отдельных поллютантов.

Эффективное оперирование существенно многомерной информацией невозможно, что в конечном итоге связано с физиологическими ограничениями человеческого восприятия. Разработка эконормативов для каждого конкретного поллютанта в случае многокомпонентного загрязнения (особенно с учетом возможной констелляции действующих факторов), чаще всего нереальна. Поэтому необходимо снижение размерности, что достигается использованием различных процедур свертывания информации (фиктивные переменные как результат использования многомерных методов, индексы нагрузки, реакции биотестов как

физическая модель оценки токсичности многих поллютантов).

Максимальное свертывание информации достигается в случае индексов – специально сконструированных агрегационных функций (простая средняя арифметическая, средневзвешенная арифметическая, средняя геометрическая, максимальное/минимальное значение и др.), переводящих набор параметров в одномерную величину [8, 9]. Выбор конкретной формы индекса, а также набора параметров, на которых он базируется, в значительной степени произволен; часто он основывается на интуиции исследователя и традиции научной школы, к которой он принадлежит, чем имеет рациональное обоснование. Впрочем, возможны и формализованные процедуры выбора индексов, базирующиеся на сравнении их свойств. Наиболее важная проблема при агрегации заключается в том, чтобы при усреднении (и неизбежном добавлении шума) не был потерян искомым сигнал.

**Упрощение второе – индексы состояния биоты.** Вопросы адекватного описания состояния биоты обычно рассматриваются в рамках проблемы экологических (биологических) индикаторов, которой посвящена обширная и труднообозримая литература. Проблема свертывания информации в этой области еще более актуальна, чем при описании нагрузок, поскольку количество параметров, которыми можно описать состояние биоты, чрезвычайно велико.

Подходы к свертыванию информации также во многом аналогичны [1], за исключением того, что большее значение имеет не столько форма индекса, сколько формирование набора информативных параметров.

**Параметризация зависимости «нагрузка – состояние».** Исходная информация для параметризации зависимости состояния экосистемы от нагрузок (т.е. для оценки коэффициентов уравнения регрессии «нагрузка–состояние») может быть получена с помощью пяти групп методов:

1) эксперименты с математическими (имитационными) моделями (прежде всего, подразумевают наличие таких моделей, которые бы в определенном отношении могли заменить саму экосистему; однако их построение – крайне сложная и поэтому очень редко реализуемая задача, требующая почти «полного» знания о закономерностях функционирования экосистемы);

2) активные натурные эксперименты с экосистемами (например, внесение в природную среду определенных количеств поллютантов; моделирование рекреационной нагрузки разным количеством



проходов по тропинкам; установка источника гамма-излучения и т.д.);

3) пассивные натурные эксперименты (анализ изменений экосистем в уже существующем градиенте нагрузки, например, регистрация параметров биоты на разном расстоянии от точечного источника эмиссии поллютантов);

4) лабораторные эксперименты с последующей экстраполяцией на условия природных экосистем (определение минимально действующих доз поллютантов для одного или нескольких видов и перенесение с определенным коэффициентом запаса найденных величин на уровень всей экосистемы);

5) экспертные оценки («неформальное» обобщение многолетних данных; перенесение с определенной корректировкой закономерностей, экспериментально полученных для других ситуаций, на рассматриваемую).

В этом ряду методов стоимость получения необходимой информации уменьшается сверху вниз, но в этом же направлении уменьшается ее точность и надежность (т.е. близость к истинному значению). Скорее всего, оптимальное соотношение затрат и точности достигается в середине этого ряда (сочетание пассивных натурных экспериментов и лабораторных экспериментов).

Конкретный вид аппроксимирующей функции (линейная, кусочно-линейная, экспоненциальная, логистическая и т.д.) можно выбрать по достаточно объективным критериям (например, с помощью критерия Акаике). Важно, чтобы количество точек, по которым строится траектория реакции экосистемы на нагрузку, было достаточным для корректной аппроксимации нелинейной функцией (нелинейную траекторию можно провести и по трем точкам, но надежность такой аппроксимации будет крайне низкой).

**Параметризация зависимости «состояние-качество».** Параметризация зависимости «состояние – качество» – это наименее разработанная и наиболее подверженная произволу исследователей область нормирования. Она осуществляется с помощью так называемых «функций желательности», исходная информация для конструирования которых может быть получена, фактически, только с помощью экспертных оценок. Хотя приемы организации процедуры получения и анализа экспертных оценок хорошо разработаны в статистике, ими чаще всего пренебрегают и единственным экспертом выступает сам исследователь.

В наиболее простом случае функция желательности линейна: требуется указать только «направление» оценки (например, более желательно состояние с большей или меньшей продукцией, с большим или меньшим разнообразием и т.д.). Собственно, в задачах нормирования (в отличие от биодиагностики) линейные функции желательности выполняют вспомогательную роль.

В более сложных вариантах могут применяться нелинейные функции желательности (например, функция Харрингтона). Строго говоря, если в базовой модели нормирования функция  $f_1$  нелинейна, то использование нелинейной функции желательности – это явное умножение существующих без необходимости.

### Заключение

Научный фольклор гласит: различие между фундаментальной и прикладной наукой заключается в следующем: в первом случае делают то, что можно и так, как нужно, а во втором – то, что нужно и как только можно. При таком противопоставлении эконормирование – это, безусловно, прикладное направление. Но это не означает, что оно может обойтись без добротного теоретического базиса.

Рассматривая разные точки зрения на проблему эконормирования, крайне непродуктивно оперировать оценочными суждениями «хорошо» или «плохо», «правильно» или «неправильно». Одним из следствий наличия обобщающей теории должно быть признание того, что нет «плохих» и «хороших», «правильных» и «неправильных» подходов к установлению предельных нагрузок – есть подходы с разной областью приложимости, разными исходными посылками, преследующие достижение разных целей и базирующиеся на разных критериях. Соответственно, каждый из подходов должен занять «свое» место в общем здании единой теории.

Новые концепции нормирования не должны возникать ниоткуда подобно кроликам из шапки фокусника. Всегда необходимо понимать, что любая новая концепция – это частный случай общей теории. Соответственно, следует считать оптимальным, если бы каждый исследователь, предлагающий новый или модифицирующий уже существующий подход к эконормированию, самостоятельно вписывал бы его в контекст общей теории, т.е. указывал бы ограничения (явные и скрытые) и последовательно отвечал на главные вопросы – «что нормируется?», «с какими целями?», «в каких пространственных и времен-

ных масштабах?», «как измеряются нагрузки?», «как описывается состояние биоты?», «как анализируются дозовые зависимости и определяют-

ся их критические области?». Это существенно упростило бы продвижение на пути создания обобщающей теории экономирования.

### *Литература*

1. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.
2. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии, 2002. Т. 122. № 2. – С. 115-135.
3. Рисник Д.В., Беляев С.Д., Булгаков Н.Г., Левич А.П. и др. Подходы к нормированию качества окружающей среды. Законодательные и научные основы существующих систем экологического нормирования // Успехи современной биологии, 2012. Т. 132. № 6. – С. 531-550.
4. Строганов Н.С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. – М., 1983. – С. 5-21.
5. Costanza R., d'Arge R., de Groot R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital // Nature, 1997. V. 387. N 6630. – P. 253-260.
6. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems / Ed. by G. Daily. – Washington, DC: Island Press, 1997. – 392 p.
7. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеоздат, 1984. – 560 с.
8. Ott W.R. Environmental indices. Theory and practice. – Ann Arbor Science, 1978. – 371 p.
9. Pykh Y.A., Malkina-Pykh I.G. Environmental indicators and their applications (trends of activity and development). – Laxenburg: IIASA, 1994. (WP-94-127). – 169 p.

### *Сведения об авторах:*

Воробейчик Евгений Леонидович, д.б.н., заместитель директора Института экологии растений и животных УрО РАН, 620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202, тел.: 8(343) 260-65-01, e-mail: ev@ipae.uran.ru.

**ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ  
НОРМИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ  
КАЧЕСТВОМ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ**

**НИА-Природа  
Москва – 2013**

# **STANDARDIZATION AND REGULATION OF ENVIRONMENTAL AND SOILS QUALITY AND LAND MANAGEMENT**

**Editors**

**a corresponding member of the Russian Academy of Sciences,**

**prof. S.A.Shoba,  
prof. A.S.Yakovlev,  
prof. N.G.Rybalsky**

**NIA Priroda  
Moscow – 2013**

# **ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ**

**Под общей редакцией  
чл.-корр. РАН, проф. С.А. Шобы,  
д.б.н., проф. А.С. Яковлева  
и д.б.н., проф. Н.Г. Рыбальского**

**НИА-Природа  
Москва – 2013**

**Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель / Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева, Н.Г. Рыбальского.** – М.: НИИ-Природа, 2013. – 310 с.

В коллективной монографии проведен анализ существующих в современной научной и правовой практике представлений о понятиях «почвы» и «земли». Изложены теоретические принципы экологического нормирования почв и земель, основанные на установлении зависимости между их состоянием и антропогенным воздействием на них и определении допустимых границ состояния и уровней воздействия. Дана характеристика источников антропогенного воздействия на почвы и земли. Предложена система критериев оценки и показателей качества почв и земель и антропогенного воздействия, с учетом природных условий и видов хозяйственного использования земель.

Изложены подходы к комплексной (совокупной) экологической оценке земель с учетом всех компонентов окружающей среды, входящих в природный комплекс земельных участков. Рассмотрены способы поддержания определенного баланса между допустимым экологическим состоянием почв и земель и воздействия на них, с выходом на практические механизмы управления качеством почв и других компонентов окружающей среды в процессе землеустройства, земельного и экологического контроля, мониторинга, ландшафтно-экологического планирования и экологической экспертизы в рамках конкретных территорий (земельных участков).

**Авторы:** А.Г. Барсегян, В.М. Гендугов, Г.П. Глазунов, В.С. Горбатов, А.С. Горленко, Е.Л. Воробейчик, М.В. Евдокимова, Л.П. Капелькина, Е.И. Ковалева, Н.А. Кузнецова, Н.Н. Левицкая, О.А. Макаров, М.Ю. Маркарова, И.А. Мартыненко, О.Е. Медведева, С.М. Надежкин, И.О. Плеханова, Л.С. Пономарева, Т.В. Прокофьева, Т.В. Решетина, Т.М. Самухина, А.П. Сизов, А.В. Смагин, В.А. Терехова, Р.П. Титарев, С.Я. Трофимов, А.С. Фрид, А.А. Чендева, Т.В. Черненкова, Т.Н. Щемелина, А.С. Яковлев.

**Standardization and regulation of environmental and soils quality and land management / Ed. a corresponding member of the Russian Academy of Sciences prof. S.A. Shoba, prof. A.S. Yakovlev, prof. N.G. Rybalsky.** – М.: NIA-Priroda, 2013. – 373 p.

The collective monograph is devoted to discussion on the issues of «the ground» and «the soil» concepts existing in modern scientific and legal usage. Theoretical principles of standardization and regulation of environmental land and soil quality based on dose-response relations and admissible values of impacts and responses are presented and discussed. A system of criteria and ecological quality indexes was suggested taking into account environmental conditions and land use.

Approaches to a complex (cumulative) ecological land quality assessment taking into account all of the ecosystems components are presented and discussed. Ways of the sustainable standardization and regulation of environmental and soils quality maintenance in the course of land use, ecological control of land management and landscape planning and expertise are suggested and examined.

**Authors:** A.G. Barsegjan, V.M. Gendugov, G.P. Glazunov, V.S. Gorbatov, A.S. Gorlenko, E.L. Vorobeychik, M.V. Evdokimova, L.P. Kapelkina, E.I. Kovaleva, N.A. Kuznetsova, N.N. Levitskaja, O.A. Makarov, M.J. Markarova, I.A. Martynenko, O.E. Medvedev, S.M. Nadezhkin, I.O. Plehanova, H.P. Ponomareva, T.V. Prokofeva, T.V. Reshetina, T.M. Samuhina, A.P. Sizov, A.V. Smagin, V.A. Terekhova, R.P. Titarev, S.Ya. Trofimov, A.S. Fried, A.A. Chendeva, T.V. Chernenkova, T.N. Shchemelina, A.S. Yakovlev.