

Рюмина Е.В.

Анализ эколого-экономических взаимодействий.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение

Глава I: Развитие экономики природопользования

1.1. Историческая смена экономических взглядов на окружающую среду

1.2. Модели мировой динамики

Глава 2: Включение экологического фактора в экономический анализ

2.1. Переход к устойчивому развитию

2.2. Экологический долг как индикатор устойчивого развития

2.3. Экологически отрегулированные макроэкономические показатели

Глава 3: Экономические показатели охраны окружающей среды

3.1. Природоохранные затраты

3.2. Экономический ущерб от экологических нарушений

3.3. Методы оценки экономического ущерба

3.4. Оценка экономического ущерба через категорию риска

3.5. Приемлемый экономический риск, связанный с опасными природно-техногенными процессами

Концепция приемлемого риска в экономике

Разработка подхода к оценке приемлемого экономического риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами

Соотношение оценок допустимого индивидуального и приемлемого экономических рисков

Пример определения приемлемого экономического риска, вызванного наводнениями

Глава 4: Экологизация экономического анализа

4.1. Проблемы формирования эколого-ориентированных национальных счетов

4.2. Отражение экологических обязательств в бухгалтерской отчетности предприятий

4.3. Структурная перестройка экономики в целях устойчивого развития

4.4. Экспериментальный поиск эколого-экономических параметров устойчивого развития

Формирование эколого-экономических показателей для использования на макроуровне экономического анализа

Модель и характер ее эксплуатации

Результаты расчетов по макроэкономической модели с программами водоохраной деятельности

4.5 Трансформации целевых установок устойчивого развития от глобальных к локальным

Глава 5: Методы управления природопользованием

5.1. Сравнительный анализ методов управления охраной окружающей среды

5.2. Интерпретация принципа фискальной нейтральности применительно к сфере охраны окружающей среды

5.3. Численная имитация процесса торговли разрешениями на выбросы

Принцип общей крыши

Модель торговли разрешениями на сбросы

Вычислительный эксперимент

Результаты расчетов

Заключение

Приложение. Моделирование водоохранной деятельности на уровне локальных территорий

Литература

ВВЕДЕНИЕ

Третье десятилетие охрана окружающей среды представляет собой проблему, к которой приковано всеобщее повышенное внимание. Актуальность проблемы нарастает вместе с ростом мировых объемов производства и накоплением производственных отходов в природной среде. Сегодня в решении этой проблемы реализуются в основном технические и технологические возможности. Этими средствами можно добиться некоторого улучшения состояния окружающей среды в каком-то конкретном регионе, однако их недостаточно для решения проблемы загрязнения в целом по стране. Проблема в целом может быть решена лишь при комплексном анализе всей совокупности экономических и экологических процессов, который дает возможность не только формировать программы по обезвреживанию производственных отходов, но и управлять самим процессом возникновения техногенного загрязнения, его отраслевой и территориальной структурами.

Этот круг проблем сформировал отдельное направление экономической науки, которое в мировой науке названо Environmental Economics — экономика окружающей природной среды. В отличие от нее развивается и Ecological Economics — экологическая экономика, содержанию которой точнее отвечало бы на русском языке название "экологичная экономика". Сторонники экологичной экономики, в частности, составляют "зеленое движение". В российской литературе терминология в этой сфере все еще окончательно не сформировалась, поэтому требует уточнения предмет исследования, представленного в монографии.

Предмет проведенных исследований — разработка принципов комплексного анализа, направленного на согласование развития экономики с экологическими требованиями для достижения экономического роста вместе с сохранением окружающей природной среды. Такая постановка проблемы относит данное исследование к экономике окружающей природной среды. В то же время в отечественной литературе это направление называется экологической экономикой, что, как показано выше, не вполне справедливо. Большинство экономических работ по охране окружающей среды не выходит за рамки экологических проблем, и их цель состоит в рационализации самих природоохранных мероприятий. В тех же немногих работах, которые посвящены экономическому анализу охраны окружающей среды, природоохранные аспекты доминируют над народнохозяйственными, охрана окружающей среды характеризуется детально, а остальные вопросы развития народного хозяйства представляются абстрактно, только как полигон исследования природопользования, и зачастую в упрощенном виде.

В данной работе делается иной акцент — исследуется именно экономическое развитие, но такое, которое учитывает необходимость сохранения окружающей природной среды и в основе которого были бы уже заложены экологические интересы. Этот путь десятилетие назад был назван в мире устойчивым развитием (sustainable development). Название, а точнее, его русский перевод, в нашей стране было воспринято далеко не однозначно. Неприятие вдруг ставшей модной темы было вызвано еще и тем, что в одночасье появилось слишком много работ, в которых проблемы устойчивости из всех сфер математики, техники и экономики срочно были адаптированы к проблемам окружающей природной среды. В связи с этим понятие устойчивого развития вышло за первоначальные рамки своего содержания, стало слишком широким, а потому, как это обычно случается, бессодержательным, размытым.

Проблема же актуальна сама по себе, независимо от того, назовем ли мы ее модным термином "устойчивое развитие" или нет. Автор разрабатывает эти проблемы более двадцати пяти лет, и мысль об этой монографии никак не связана со стремлением приобщиться к модной теме, а вызвана необходимостью обобщить, систематизировать результаты, которые могут оказаться полезными при осмыслении и развитии экономических реформ.

Изолированное от экономического анализа рассмотрение природоохранной деятельности

исходит из того, что негативное техногенное воздействие на природную среду задано и проблема заключается в поиске эффективных путей его снижения или полной ликвидации. Синтез же экономического анализа, анализа состояния окружающей среды и анализа природоохранной деятельности позволяет решить две задачи:

- воздействовать на объем и характер производственных отходов путем изменения структуры хозяйственного развития;
- обеспечить природоохранную деятельность необходимыми экономическими ресурсами. Кроме того, такой синтез служит комплексному достижению всех элементов системы социальных целевых нормативов, в отличие от построения изолированной программы охраны окружающей среды.

Роль комплексного, эколого-экономического подхода к проблемам охраны окружающей среды велика еще и потому, что практически в России нет единого органа, контролирующего и финансирующего природоохранную деятельность и координирующего деятельность разных министерств и ведомств по охране окружающей среды.

Решение поставленной задачи требует обращения ко всем уровням иерархической экономической системы — от уровня предприятий, на котором возникают загрязнения, до макроуровня, распределяющего государственные экономические ресурсы. Кроме того, цель сохранения окружающей природной среды предполагает анализ самих природных процессов, происходящих при экологических нарушениях и охране окружающей среды. Необходимость исследования двух совершенно разных по своей природе блоков — экономического и экологического — составляет основную трудность анализа эколого-экономических взаимодействий.

Монография посвящена разработке методологических принципов включения охраны окружающей среды в систему экономического анализа и разработке методов и моделей согласования развития производства и природоохранной деятельности. Исходя из этого окружающая среда рассматривается нами как новый специфический объект экономического анализа. Разрабатываются методологические принципы эколого-экономического моделирования, являющегося системным представлением экономических и природных процессов в терминах экономики.

Любые исследования междисциплинарного характера в первую очередь предполагают разработку единого параметрического пространства, допускающего одновременное рассмотрение существенно разных объектов и явлений: в данном случае, природы и экономики. Поэтому усиленное внимание уделяется системе экономических показателей, которые способны отразить динамику состояния окружающей природной среды под влиянием развития экономических процессов. Будучи экономически выраженным, состояние среды, в свою очередь, изменит всю систему экономических показателей, в том числе и критерии экономического развития.

Особое место в системе эколого-экономических показателей занимает экономический ущерб от экологических нарушений, который исследуется в монографии и в методологическом, и в методическом аспектах. Рассмотрение ущерба через категорию риска отвечает потребностям оценки экономического ущерба от опасных природных и техногенных процессов, носящих случайный характер.

Автору хотелось бы обратить внимание читателя на предлагаемую трактовку экономического ущерба как процентов по экологическому долгу. Такой подход вплотную приближает к возможности использовать модели и методы управления внешним государственным долгом для решения проблемы сохранения окружающей природной среды.

Проводимые в стране экономические реформы, затрагивающие в основном финансовую сферу, отодвинули на задний план многие важные аспекты экономики, в том числе и эколого-экономические. При таком подходе оптимизация текущей ситуации обернется для общества существенными потерями. Представляется, что в монографии достаточно убедительно показана экономическая выгода от упорядочения отношения общества к природе не только для будущих поколений, но и для текущего момента.

Глава 1: РАЗВИТИЕ ЭКОНОМИКИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

1.1. Историческая смена экономических взглядов на окружающую среду

История экономики окружающей среды четко делится на два периода: до и после 60-х годов XX в., иначе говоря, до и после возникновения сложных экологических проблем. Анализ первого периода может быть проведен в аспекте поиска упоминаний о природных ресурсах и окружающей среде в основных экономических теориях. С середины нашего века начинается история развития экономики окружающей среды как самостоятельной ветви экономической науки. Этот период вмещается в жизнь поколения, и задача исторического экскурса здесь скорее сводится к систематизации накопленных знаний, к вычленению основных полученных результатов. Уже имеются и исторические обзоры (Fisher, 1976; Cropper & Oates, 1992), и солидные монографии, включающие анализ основных этапов развития экономики окружающей среды (Pearce, Turner, 1990).

Сложнее разобраться с первым периодом истории развития экономических взглядов на окружающую среду, который характеризуется отсутствием заметных экологических проблем. Но не будем упрощать историю до того, что не было проблем — не было и науки. Все-таки предполагается, что ученые предвидят и изучают проблемы задолго до того момента, когда эти проблемы становятся притчей во языцех и приобретают практическое значение.

В началах экономической науки обсуждается проблема ограниченности ресурсов, породившей экономику. До тех пор, пока ресурсы окружающей среды были неограниченны, естественно было не включать их в поле зрения экономистов, что и можно видеть при рассмотрении основных экономических теорий — классической и кейнсианской школ, а также их современных продолжателей.

Экономические парадигмы менялись не в связи с изменением окружающей среды, а вследствие более важных для того времени неприродных факторов. Только наше время является свидетелем смены экономической парадигмы, вызванной нарастанием экологического кризиса, — парадигмы устойчивого развития.

С начала промышленного переворота (сер. XVIII в.) общество интересовалось своими внутренними проблемами, упуская из вида окружающую среду, поскольку существенных изменений в природной среде не наблюдалось. Значение классической школы (XVIII-нач. XIX в.) для экономики окружающей среды состоит в универсальности ее многих идей и положений, касающихся функционирования рынка, которые в настоящее время могут быть использованы и при экономическом анализе окружающей среды. Поскольку классики полагали объем производства на уровне полного использования всех ресурсов, то возникал вопрос о динамике этого объема в долгосрочном периоде, на что большинством давался пессимистический ответ. Именно здесь классики включали в анализ природные ресурсы, в основном земельные. По этому поводу наиболее известна теория Томаса Мальтуса, а также рассуждения Давида Рикардо о переходе с ростом численности населения к освоению все менее и менее плодородных земель, что увеличивает долю зарплаты в получаемом продукте и, следовательно, делает невозможным экономический рост. Джон Стюарт Милль в этой проблеме возлагал надежды на технический прогресс, единственно способный обеспечить экономический рост. При этом никаких отрицательных сторон технического прогресса не отмечалось. Современное развитие мира, испытывающего экологический кризис вследствие технического прогресса, заставляет ставить вопрос не об экономическом росте, а о биологическом выживании.

Интересно, как в зарубежных экономических обзорах интерпретируют теорию Маркса в части его взглядов на окружающую среду (Pearce, Turner, 1990). Прогресс у Маркса определяется техническими достижениями, которые делают возможной эксплуатацию ("очеловечивание") природы. Маркс рассматривал политическую жизнь отдельно от природы, как альтернативу природной окружающей среде.

В схемах воспроизводства Маркса некоторые современные марксисты видят намек на анализ природных систем как лимитирующего фактора, влияющего на воспроизводственные процессы. В этом смысле, пишут Д. Пирс и Р.К. Тернер, современная капиталистическая экономическая система не выдерживает тест на воспроизводство, т.е. капиталистическая система неустойчива, и одним из показателей неустойчивости является разрушение окружающей среды.

С точки зрения экономической модели Маркса, заключают авторы рассматриваемого обзора, для поддержания конкурентоспособности капиталисты будут стараться применять трудосберегающие инновации, что увеличивает норму доходности и накопление капитала. Однако в долгосрочном периоде эти новые технологии приведут к тяжелым нагрузкам на окружающую среду как по количеству отходов, так и по их токсичности. Загрязнение приводит к экологическим издержкам (рост заболеваемости и смертности), которые становятся "классовыми издержками" из-за их социально неравного проявления. Рабочие на работе и дома в большей степени подвергаются воздействию загрязнения. В связи с этим профсоюзы требуют улучшения медицинского обслуживания и сокращения рабочей недели, что приводит к снижению прибыли и негативно влияет на процесс накопления капитала. Поэтому описанные Марксом противоречия рыночной экономики неизбежны.

Отметим, что Д. Пирс и Р.К. Тернер в своем обзоре приводят доводы последователей Маркса — современных апологетов социалистической экономики. Сам же Маркс, как и классики, не включал в свои исследования экологический фактор и не предсказывал роста его значения для экономического развития в будущем.

В конце прошлого века начала формироваться неоклассическая экономическая теория, которая сосредоточилась на анализе соотношения спроса и предложения; цены рассматривались не как измерители затрат труда (по трудовой теории стоимости), а как показатели полезности товара. Была введена новая методология — предельный анализ. Поиск основополагающих экономических законов привел к выделению в качестве ядра экономики рационально действующего потребителя. Экономическая оценка рыночных товаров, а также благ, не проходящих через рынок, определялась через категорию индивидуальной полезности. Предпочтения индивидуумов выявлялись в процессе выбора, который они делали, и этот выбор отражал рациональное поведение потребителя. Критерием социальной приемлемости выбора являлась оптимальность по Парето. При этом рациональное поведение индивидуумов одновременно было и социально желательным, а вмешательство государства оправдывалось лишь в случаях провалов рынка, т.е. когда рынок очевидно был не способен обеспечить максимум общественного благосостояния. В этом случае правительству отводилась роль блюстителя морали, разрешающего противоречия между рациональным поведением индивидуумов и общественной этикой, поскольку этические потребности не распознаются на уровне отдельного индивидуума.

Особое рассмотрение неоклассической школой случаев провалов рынка хотя и не связывалось конкретно с окружающей средой, но всецело отражало проблему охраны окружающей среды как проблему непосредственно не проходящего через рынок блага.

Как классическая и неоклассическая теории, так и кейнсианская школа основное внимание уделяли проблеме экономического роста, и среди факторов, ограничивающих этот рост, окружающая среда не присутствовала.

Противоположный взгляд на факторы экономического роста, а именно взгляд на окружающую среду уже как на экономический фактор, начал формироваться в 60-е годы XX в. В 70-е годы существовало четыре точки зрения на взаимодействие экономики и окружающей среды (Reagse & Turner, 1990), от крайне техноцентристского до крайне экологистского:

I направление — "рог изобилия" — ориентация на экономический рост путем эксплуатации природных ресурсов; признание способности рыночных механизмов или централизованного планирования вместе с техническим прогрессом преодолеть истощение природных ресурсов в долгосрочном периоде; природа рассматривается только с точки зрения ее полезности для человечества;

II направление — "компромиссное" — ставит задачи охраны окружающей среды и менеджмента природных ресурсов; следует цели экономического роста, который возможен в течение некоторого времени при условии управления природными ресурсами;

III направление — "коллективисты" — ориентируется в первую очередь на охрану окружающей среды; требует ограничения экономического роста для сохранения природных ресурсов с учетом при этом материальных и социальных потребностей населения; для устойчивости требуется децентрализованная система; наряду с оценкой природной среды как блага для человечества признаются ее собственные права независимо от жизни общества;

IV направление — "чисто экологическое" — характеризуется крайней ориентацией на охрану окружающей среды; развитием социально-экономической системы по пути минимальной эксплуатации ресурсов (деиндустриализация); принятием биоэтики (неущемление человеком прав и интересов всех других биологических видов) и высокой оценкой природной среды вне зависимости от ее полезности с точки зрения общества.

Именно экологоцентристы инициировали в обществе споры по поводу приемлемости стратегий экономического роста. Работы Римского клуба, которые подробно будут рассмотрены в следующем разделе, породили теорию нулевого роста. Эта теория получила не только эколого-экономическое, но и социальное звучание. Появились призывы к отказу от ряда материальных потребностей, например, "парадокс" Эстерлина (материальное благополучие и счастье слабо коррелируют), концепция "безрадостной экономики", обосновывающая тот общеизвестный факт, что человеческие потребности не сводятся только к удовлетворению материальных нужд.

В начале XX столетия сформировалась институциональная экономическая парадигма, которая до сих пор остается чем-то вроде коллекции разнообразных идей. Институционалисты придерживаются процессуального подхода, который объясняет экономику как динамический процесс. Свойственное этому направлению экономической мысли объяснение экономической реальности можно назвать культурным детерминизмом. Культура, как совокупность идей, обычаев и верований, абсорбируется индивидуумом в процессе жизнедеятельности и совместно с изменениями в науке и технологии ведет к динамическим изменениям в структуре и функционировании экономической системы.

С точки зрения ученых, придерживающихся этого взгляда на экономику, очевидно, что человек не есть рационально действующий индивидуум в том смысле, в каком понимают его приверженцы теории полезности. Индивидуальные предпочтения меняются с течением времени. То, что было актуально сегодня, может перестать быть таковым завтра.

Проблемы окружающей среды, с точки зрения экономистов, — это неизбежный результат экономического роста в развитых индустриальных странах. Государственное вмешательство необходимо для того, чтобы контролировать настолько, насколько это возможно, деятельность фирм и регулировать взаимоотношения между "группировками" власти, защищающими свои интересы. Экономисты этого направления не могут прийти к единому мнению относительно путей достижения социального консенсуса: например, неомальтузианцы склонны видеть выход в авторитарном государстве, другие предпочитают децентрализованную социалистическую систему.

Этот краткий анализ экологической составляющей в основных экономических теориях показывает, что серьезно проблемы охраны окружающей среды стали интересовать экономистов только начиная с XX в., когда появилось понятие качества жизни как уровня потребностей более высокого, чем уровень потребностей только материальных. В 1911 г. в книге "Экономика благосостояния" английский экономист А. Пигу показал, что окружающая среда слабо представлена на рынке, рыночный механизм установления цен не действует применительно к ее благам и требуется управление процессами загрязнения.

Именно в этом плане ведутся исследования в области экономики окружающей среды в последние три десятилетия. Мы разделяем "экономику окружающей среды" и "экономику природных ресурсов". Отличительное свойство экономики природных ресурсов — интерес к межвременному выбору между восстанавливаемыми и невозстанавливаемыми ресурсами. С работы Harold Hotelling (1931) теория экономики природных ресурсов обычно применяла динамические модели анализа проблем межвременного потребления ресурсов. Этому посвящено много литературы и эти вопросы не включаются в данный обзор. Наш обзор посвящен основным проблемам экономики окружающей среды.

К началу экологической революции в конце 60-х годов экономическая наука была уже

подготовлена. Проблемы экстерналий и связанных с ними провалов рынка давно стали частью микроэкономической теории и были включены в стандартные учебники. Экономисты рассматривали загрязнение окружающей среды как следствие отсутствия цен на некоторые редкие природные ресурсы (например, чистый воздух или воду) и рекомендовали введение суррогатных цен в виде налогов или сборов, чтобы подчеркнуть необходимость экономии на использовании этих ресурсов. Несмотря на то что большая часть этого анализа носила общий характер, было несколько работ, развивавших применение экономических методов в области проблем экологии (см. Allen Kneese & Blair Bower, 1968).

Позиция экономистов практически не имела влияния на начальной стадии разработки законодательства по контролю над загрязнением. Основы американской государственной политики в области экологии - Приложения к Закону о чистом воздухе 1970 г. и к Закону о чистой воде 1972 г. прямо запрещали сравнивать выгоды и издержки при установлении экологических стандартов. Агентству по защите окружающей среды предписывалось устанавливать максимальные ограничения на концентрацию вредных веществ в атмосфере для "защиты общественного здоровья".

С развитием экологической политики как в США, так и в других развитых странах возрастала роль экономических проблем; экологическое регулирование связано с издержками, и вопрос о том, насколько и как быстро вводить экологический контроль в свете этих издержек, стал объектом политических дебатов. Согласно специальному приказу, с 1981 г. в США для многих предлагавшихся экологических мер требовался анализ издержек и выгод. Более поздние разработки законодательства также призывали к взвешиванию издержек и выгод при установлении экологических стандартов. В ряд экологических мер были включены предложения экономистов относительно введения платы за сброс отходов. К примеру, согласно Приложению к Закону о чистом воздухе 1977 г., в США было разрешено продавать "права" на выбросы в атмосферу. За пределами США также было несколько интересных примеров введения платы за выбросы для контроля загрязнения.

Это был наиболее увлекательный период в процессе внедрения экономического подхода для защиты окружающей среды. В 1988 г. в Конгрессе США был прослушан доклад "Внедрение рыночных сил для защиты нашей окружающей среды". В Европе велись дискуссии о роли экономических мер для контроля загрязнения. В 1991 г. Организация экономического развития и сотрудничества (ОЭСР) призвала стран-участниц "применять больше и последовательней экономические инструменты" для управления окружающей средой. Следует отметить возрастающую международную озабоченность глобальными экологическими проблемами, например, потеплением климата; огромные издержки по решению этих проблем сосредоточили интерес на экологических налогах и системе торговли разрешениями на выбросы. Настало время, когда экономисты действительно могут внести значимый вклад в экологическую политику, и они движутся от идеальных решений к реальным условиям разработки и внедрения этих мер.

Экономика окружающей среды была очень популярной и плодотворной областью в прошедшие три десятилетия. Экономисты переработали существующие теории, разработали новые методы оценки выгод от улучшения окружающей среды, провели много эмпирических исследований по измерению выгод и издержек существующих и предлагаемых экологических программ, исследовали сравнительную эффективность регулирующих и стимулирующих мер. "Интеллектуальная структура" экономики окружающей среды была развита и углублена со времени обзора Fischer & Peterson (1976 г.).

Что касается практического вклада экономики окружающей среды в разработку и применение экологической политики, то здесь, в первую очередь, можно отметить реальные программы выдачи разрешений на выбросы в США или платы за выбросы в Европе. Но таких программ немного, и часто они лишь внешне похожи на меры экономического стимулирования. Экологическое законодательство для некоторых стандартов запрещает использование экономических методов, а для иных делает их обязательными. В большинстве случаев экологическая политика неохотно (или даже враждебно) относится к увеличению значения экономики в принятии экологических решений.

Каковы же перспективы использования экономической науки и экономических стимулов в управлении окружающей средой? До сих пор есть неприятие как у политиков, так и у

общественности к использованию "рыночных методов" контроля загрязнения. Появляются даже статьи в журналах (Easterbrook 1989, Newsweek), указывающие на то, что попытки внедрить "науку" в экологическую политику — колоссальное заблуждение, мешающее контролю над загрязнением. Согласно Easterbrook, не стоит придавать первоочередного значения измерению выгод и издержек, а нужно осуществлять технически возможный контроль.

Эта позиция привлекательна с практической точки зрения. Наше понимание сложной системы окружающей среды несовершенно, наши способности к денежному измерению неденежных ценностей ограничены и не точны. Однако в области экологии приходится принимать жесткие решения и нельзя игнорировать дополнительную информацию, получаемую от анализа выгод и издержек.

Подчеркнем, что роль экономического анализа существенно возросла со времени начала "экологической революции". При первых попытках решения экологических проблем было доступно много прямых и недорогих инструментов контроля загрязнения. Общество находилось на относительно низкой и пологой части кривой предельных издержек по уменьшению загрязнения. Но эта кривая имеет привычную возрастающую форму. Начиная с некоторого момента издержки начинают быстро расти. Первая и вторая производные этой функции положительны.

Сейчас мы находимся именно на том отрезке, где издержки по уменьшению загрязнения быстро возрастают и решения по ограничению загрязнения требуют больших расходов. В таких условиях необходимо понимать относительную величину выгод и издержек. Можно, конечно, вводить жесткое регулирование, что потребует от общества больших расходов, превышающих выгоды. Как предположил Portney (1990), так и получается для мер по контролю за загрязнением городского воздуха. По оценкам Portney, выгоды от этих программ намного меньше величины издержек.

Экономический анализ может помочь получить как минимум сравнительные характеристики этих величин. Для этого нет необходимости измерять точный "потребительский излишек", достаточно определить площадь под грубо оцененной функцией спроса. В новых условиях разработки экологической политики более привлекательными стали малозатратные (затратноэффективные) регулирующие меры.

По нашему мнению, мы находимся на таком этапе выработки экологической политики, когда экономисты имеют выгодную позицию для влияния на направление ее дальнейшего развития. С началом 90-х годов политические и общественные условия благоприятствуют внедрению рыночных методов для решения социальных программ. В США и других странах общественное мнение склоняется в сторону рыночного стимулирования, насколько это возможно, для достижения социальных целей. Мы многое узнали за тридцать лет и о свойствах разных инструментов экологической политики и о том, как они работают (или не работают) в разных условиях.

Экономисты по окружающей среде готовы решать более практические, детальные проблемы: введение таблиц и тарифов, виды тарифов или разрешений на выбросы, срок обращения разрешений, налоговые вопросы, переуступка прав на загрязнение, процедуры контроля и ответственности и т.д.

Вклад экономистов в решение экологических проблем может быть существенным. Есть обнадеживающие симптомы растущего доверия к стимулирующим мерам управления окружающей средой. Потенциальные издержки и выгоды от некоторых экологических программ, например, по проблемам глобального потепления, — огромны и нуждаются в разработке новой экологической политики. Поиск и внедрение работающих и затратноэффективных мер — сложная проблема. Все это требует продолжения работы по развитию экономики окружающей среды, включающей вопросы, связанные с торговыми, финансовыми и природными потоками.

1.2. Модели мировой динамики

В определенной исторической ретроспективе науки отчетливо прослеживается процесс

возникновения первых имитационных моделей эколого-экономических систем как результат параллельного развития двух факторов: обострения экологических противоречий современности и совершенствования вычислительной техники. Отчетливо видно, как обострялась проблема и как сначала независимо от нее, а затем все более связано с нею наукой готовились средства для ее всестороннего анализа.

Первая модель глобального развития современного мира построена Форрестером (Форрестер, 1978). Несмотря на существенную социально-политическую и кибернетическую ограниченность этой модели (на чем мы остановимся ниже), ее методологическое значение для развития эколого-экономического моделирования и ее значение как работы, приковавшей к проблеме внимание специалистов, правительств и широкой общественности, трудно переоценить.

В отечественной и зарубежной печати модель Дж. Форрестера и полученные им результаты, а также усложненные модели его последователей неоднократно обсуждались. Мы повторим основные предпосылки построения модели и дадим краткую характеристику ее структуры, подчеркивая полное единство принципов составления дифференциальных уравнений Форрестера с общими принципами моделирования динамических систем. Именно поэтому работы Форрестера были с таким пониманием встречены математиками и кибернетиками, для которых он открыл новую, необычайно интересную область приложения общей методологии моделирования динамических систем. Важно отметить, что сам Форрестер в своих исследованиях прошел весь путь от моделирования локальных динамических систем до глобального моделирования.

Для методологии экономических исследований работа Дж. Форрестера явилась принципиально новой, поскольку до этого основные успехи экономико-математического моделирования были достигнуты в рамках оптимизационных моделей, не использующих дифференциальных уравнений.

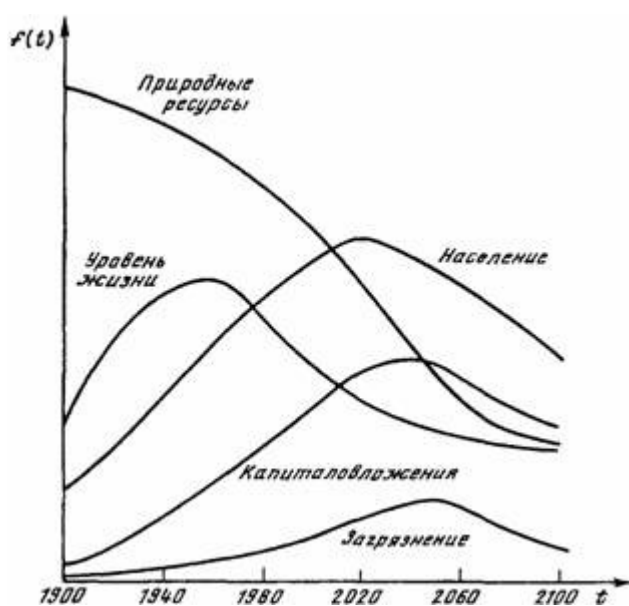


Рис. 1. Динамика развития мировой системы по модели Дж. Форрестера

В результате интегрирования системы дифференциальных уравнений Форрестер получил кривые изменения во времени основных параметров своей модели. Информацией для определения функциональных связей между параметрами системы служили для Дж. Форрестера глобально усредненные данные мировой статистики за 1900-1970 гг. Все кривые имеют ярко выраженные экстремумы (кривая уровня жизни — в 1960 г., населения — в 2020 г., капиталовложений — в 2040 г. и загрязнения — в 2050 г.).

Рис. 1 отражает следующую ситуацию. Уменьшение естественных ресурсов вызывает спад в промышленности, так как повышение цен на ресурсы вследствие истощения их запасов замедляет темпы роста капитальных вложений и ведет к сокращению производства. Последнее отражается на уровне жизни, падение которого, в свою очередь, сначала приводит к снижению темпов роста, а

затем и численности населения.

В другом варианте имитации системы рассматривается возможность преодоления спада в промышленности вследствие уменьшения потребления природных ресурсов путем разработки продуктов — заменителей природного сырья. Темп роста потребления ресурсов после 1970 г. принимается на 75% ниже темпа, принятого в первоначальном варианте. Результаты имитации показаны на рис. 2. Здесь рост численности населения и промышленности продолжается до тех пор, пока не разразится кризис окружающей среды. После 2030 г. экологическая катастрофа приведет к резкому сокращению численности населения, которая за два десятилетия упадет до одной шестой от его максимального уровня.

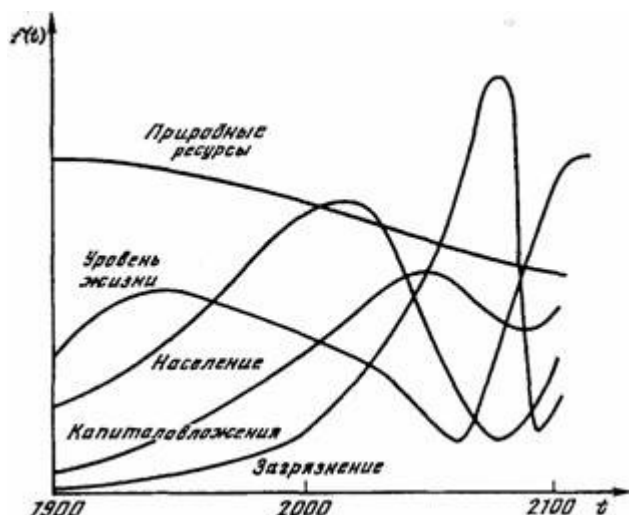


Рис. 2. Вариант имитации системы Форрестера при снижении первоначально принятого темпа потребления ресурсов на 75%

Как видим, модель Форрестера построена на простых принципах и некоторая свойственная экономистам переоценка сложности математического аппарата системной динамики не имеет оснований. Сложность такого моделирования — в адекватном отражении экологических и экономических законов, в полноте статистических данных, в решении вопросов допустимости экстраполяции функций и в других традиционных для экономической науки трудностях.

Большая заслуга Форрестера состоит в том, что огромные усилия он направил именно на популяризацию методов построения имитационных моделей. Благодаря этим усилиям алгоритмический язык ДИНАМО (по существу, метод численного интегрирования дифференциальных уравнений на ЭВМ по Эйлера) стал в США эффективным рабочим инструментом большого числа специалистов, весьма поверхностно знакомых с математикой, но четко представляющих свойства своих объектов и факторы, определяющие их динамику.

В настоящее время работы Дж. Форрестера обсуждаются только в методологическом плане. Дело в том, что при таком уровне агрегирования точность практических результатов не может быть удовлетворительной. Сам Форрестер неоднократно подчеркивал сложность глобальной эколого-экономической системы, в особенности ее реакций на возмущающие воздействия. Многие кибернетические особенности объекта Форрестер и его последователи вообще не видят возможности определить сколько-нибудь корректно. В сущности огрубление в модели таково, что решение сводится к тривиальному результату: система с экспоненциально меняющимися параметрами неизбежно выходит на границы своей параметрической области. Поэтому основные усилия последователей Форрестера направлены на детализацию структуры описания эколого-экономической системы, увеличение размерности параметрического пространства и соответственно числа дифференциальных уравнений, описывающих динамику взаимосвязи и взаимодействия различных факторов. Примером такой работы является труд группы ученых Массачусетского технологического института под руководством Д. Медоуза "Пределы роста" (Meadows, 1972). В этой работе модель эколого-экономической системы представляет собой развернутую систему нескольких сотен уравнений.

Существенное отличие модели Д. Медоуза и его сотрудников от модели Дж. Форрестера — значительное увеличение не только порядка системы дифференциальных уравнений, но и диапазона рассмотренных вариантов имитаций. Тенденции развития мира анализируются в пространстве тех же пяти основных параметров, как и у Форрестера. Но если в модели Форрестера наиболее оптимистичные гипотезы развития связаны со стабилизацией уровня использования природных ресурсов и уровня загрязнения, то у Медоуза введены такие предпосылки как удвоение начальных запасов или даже неограниченность природных ресурсов, контроль рождаемости, загрязнения среды, интенсификация сельского хозяйства. Однако, как подчеркивают авторы, несмотря на эти весьма оптимистичные предпосылки, мировая система, если она не откажется от своего экономического роста, придет к гибели не позднее XXI в.

Практическим выводом своей работы Д. Медоуз и его сотрудники, точно так же, как и Дж. Форрестер, называют необходимость нулевого роста. Трудно сказать, что повергло общество в большой пессимизм: картина экологической катастрофы, нарисованная Форрестером, или предложенная перспектива отказа от стремления к экономическому процветанию. Во всяком случае неприятие теории "нулевого роста", несомненно, послужило одним из стимулов разработки других моделей, более оптимистически трактующих перспективы экономического развития.

Практическое совпадение результатов расчетов по моделям Дж. Форрестера и Д. Медоуза оценивается некоторыми западными учеными как доказательство допустимости того уровня агрегирования, который был принят в первых моделях Форрестера. Действительно, главным способом проверки математических моделей на необходимый и достаточный уровень агрегирования является детализация структуры модели. Если детализация хотя бы одного звена исходной модели ведет к существенному изменению результатов расчета (в сравнении с результатом исходной модели), то исходная модель признается недопустимо агрегированной и неадекватной. Однако если детализация даже большого числа звеньев исходной модели мало меняет результаты, то доказательством адекватности исходной модели это обстоятельство служить не может.

В естествознании, технике, конкретной экономике мы знаем много примеров, когда увеличение размерности параметрического пространства, повышение порядка дифференциальных уравнений, представляющиеся на первый взгляд существенными шагами к уточнению модели, оказываются на самом деле чисто декоративными построениями, совершенно не устраняющими ошибочности исходных предпосылок моделирования. Кривая переходного процесса в системе двадцатого порядка может практически не отличаться от кривой переходного процесса в системе второго порядка, хотя сложность математического описания в первом и во втором случаях несоизмерима. Таким образом, на математически подготовленного читателя тенденция параметрического наращивания и усложнение механизмов взаимосвязи факторов сама по себе не производит впечатления. Основное внимание должно быть обращено на исходные предпосылки и принципы построения модели, на обязательность правильного учета главных факторов и главных динамических связей и, в первую очередь, на правильный учет социально-экономических факторов развития. История науки показала, что модели экономических систем могут быть как математическими, так и нематематическими и при этом уровень математизации при прочих равных условиях является одним из факторов более глубокого постижения объекта. Однако попытки создать сколь бы то ни было математизированные модели, оторванные от экономической теории, практически бесплодны.

Общий недостаток рассматриваемых работ — постановка моделей мировой динамики и в целом экологических проблем над и вне политики и социальной структуры современного мира. Авторы книги "Пределы роста" признают, что описать социальные факторы развития в системе моделей очень трудно, однако эта трудность не останавливает их и не преодолевается, а просто игнорируется. В книге "Пределы роста" чувствуется явное нежелание авторов обсуждать социально-политические аспекты, работа представляется читателю как чисто технический анализ переменных. Более того, Медоуз открыто подчеркивает, что группа авторов и не имеет сколько-нибудь определенного, единого взгляда на социальные процессы. Однако, несмотря на свое отмежевание от политических аспектов, и Форрестер и Медоуз считают все же необходимым дать хоть какое-то научное обоснование исключению Политических факторов из своих исследований.

Дж. Форрестер признает, что политика обязана быть основным регулирующим фактором в

развитии эколого-экономических систем, он же тут же заявляет, что названный регулятор нереализуем или недостаточно эффективен, поскольку-де кратковременность пребывания политиков у власти не позволяет им оказывать долгосрочные воздействия на ход естественных процессов. Иными словами, по Форрестеру, политика есть регулярная смена доктрин, представляющая по отношению к эколого-экономической системе некоторый высокочастотный процесс с периодами колебаний, много меньшими временных констант управляемой экологической системы, вследствие чего последняя к такому управлению инвариантна.

Характерно, что математическая сторона гипотезы Форрестера — идея короткопериодических колебаний управляющего параметра полностью противоположна соответствующим утверждениям Медоуза, который в работе "Пределы роста" полагает политические факторы изменяющимися настолько медленно в сравнении с эколого-экономическими процессами, что их можно вообще рассматривать неизменными, т.е., по Медоузу, политическая система квазистационарна по отношению к системе эколого-экономической. Абстрагирование от социального устройства, рассмотрение мира как гомогенной социально-экономической системы — таков главный методологический порок моделей Дж. Форрестера и Д. Медоуза. Ограниченность подобного моделирования осознается и западными учеными, свидетельством чего является второй доклад Римского клуба — работа М. Месаровича и Е. Пестеля (Mesarovic, 1974).

В ней делается попытка преодолеть понимание мира как гомогенной системы путем деления его на десять регионов и учета в каждом регионе физических, экономических, социальных и других особенностей, которые, как отмечают авторы, определяют основные тенденции развития. Мир представляется здесь как иерархическая структура с шестью уровнями — стратами. Нижний уровень — геофизический — включает климат, почву, воду и т.п. Следующий за ним экологический уровень охватывает животный и растительный мир. Далее идет технологический уровень — собственно производственная сфера человеческой деятельности. Над ним — демоэкономический, представляющий демографические и экономические процессы. Следующий уровень — групповой, который включает социальные процессы. И наконец, высший уровень — внутренний мир человека, его психологические и биологические особенности.

Разница в степени детализации структуры в сравнении с ранее построенными моделями действительно огромная. И дело не только в детализации, которая сама по себе, как мы отмечали выше, не является гарантией уточнения модели, а в том, что работа эта (Mesarovic, 1974) — качественно новая ступень в развитии имитационного моделирования социально-экономических систем. Если проводить аналогию с биофизическим моделированием, то путь от моделей Форрестера и Медоуза к последней модели равнозначен пути от гомогенной автокаталитической системы к распределенной кинетической системе со сложными адаптивными свойствами. В отличие от экспоненциального роста в модели Медоуза, который подобен росту числа клеток в результате простого деления, в модели Месаровича и Пестеля предложен органический рост, аналогичный развитию биоценоза, в котором, наряду с увеличением числа клеток, происходит их специализация и адаптация. Органический рост будет содействовать, как утверждают авторы, формированию мира как системы взаимозависимых и гармонически развивающихся частей.

Для глубокого анализа модели М. Месаровича и Е. Пестеля необходимо обратиться к теории иерархических структур, в развитие которой авторы внесли существенный вклад и которая является основой рассматриваемой модели (Месарович, 1973; Общая теория систем, 1966). Специфика иерархического моделирования сложных систем состоит в том, что главный принцип структурного деления системы — подчиненность звеньев, вертикальность структуры. Классическая теория систем, как известно, добилась наибольших успехов в исследовании структур, представляющих собой последовательно-параллельное соединение звеньев. Математический аппарат теории иерархических систем разработан гораздо слабее, но уже сама вертикальность структурной схемы позволяет в ряде случаев сделать весьма интересные выводы о динамических свойствах системы и возможностях оптимального управления ею. На всех уровнях иерархической структуры существуют обратные связи, и динамика иерархической системы, определяемая динамическими свойствами отдельных страт и законами их взаимодействия, очень сложна.

Принципиально важен вопрос об управляемости иерархических систем, вопрос о

возможности координации движения всех страт. Месарович и Пестель справедливо утверждают, что исторически установившиеся законы координации в иерархической системе на определенной стадии ее развития могут привести систему в критическое состояние. В частности, характерные для современного общества взаимодействия между демозкономической стратой и нижними стратами привели, как известно, к экологическому кризису. При этом верхняя страта оказалась неспособной предусмотреть развитие системы и выработать необходимые координирующие параметры. Выход из создавшегося положения Месарович и Пестель видят в трансформации системы главным образом за счет преобразования внутренней структуры демозкономической страты. На первый взгляд, иерархическая структура, предложенная ими, вполне прогрессивна: высшим звеном является человек, его внутренний мир, интересы его гармонического развития. Глобальная цель всей системы — это гармоническое движение, гармоническая связь всех страт. Однако более пристальный взгляд на модель убеждает в том, что по степени отражения объективной реальности она явно носит антропологический характер. Главный, высший координатор в развитии глобальной мировой системы — не внутренний мир и психологические особенности человека, как это изображается в данной схеме, на экономические механизмы, основой которых являются отношения собственности. Соответствующим должен быть подход к моделированию глобальной системы, к поиску путей оптимизации ее структуры. Таким образом, и в этой модели не произошло того методологического скачка, которого настоятельно требует логика познания социальных явлений. Снова игнорируется та доминирующая роль в развитии эколого-экономической системы, которую играет характер социальных отношений. Дифференциация стран по десяти регионам основывается не на социально-экономическом анализе, а на их географическом положении. Авторы не только практически не сумели отразить социальные особенности каждой страны, но и допустили теоретическую ошибку, считая, что для решения задачи социальной классификации стран достаточно якобы провести анализ имеющихся статистических данных. Плодотворная идея отражения мира как иерархической структуры осталась нереализованной авторами.

Основной причиной экологического кризиса М. Месарович и Е. Пестель считают экономический разрыв между развитыми и слаборазвитыми странами. Рассматриваются четыре варианта развития мира в ближайшие 50 лет. Первый вариант — сохранение настоящих тенденций — в перспективе ведет к возрастанию разрыва. Остальные варианты направлены на незамедлительную помощь слаборазвитым странам со стороны развитых стран и отличаются между собой размерами средств, направляемых на сокращение разрыва: второй вариант -2500 млрд дол., третий — 7500 млрд дол., четвертый — 10 000 млрд дол. Таких рекомендаций, однако, недостаточно для разработки практических мер решения экологических проблем, здесь требуется показать механизм помощи экономически слаборазвитым странам, указать источники формирования и способ распределения соответствующих ресурсов. По существу, вывод авторов модели о необходимости помощи слаборазвитым странам в конечном счете перерастает в тезис о необходимости ограничения национальной независимости слаборазвитых стран и интеграции капиталистических стран с развивающимися странами с целью эксплуатации природных ресурсов последних. Объективно второй доклад Римского клуба (Mesarovic, 1974) — это попытка математического обоснования политики ведущих мировых держав, направленная на усиление экономической зависимости развивающихся стран. М. Месарович и Е. Пестель выступают против индустриализации слаборазвитых стран, считают ее одной из главных причин загрязнения окружающей среды. Они утверждают, что нехватка продовольствия в слаборазвитых странах, угроза голода оправдывает любое развитие производства продуктов питания, какой бы ущерб окружающей среде оно ни наносило.

На основе выводов М. Месаровича и Е. Пестеля разрабатываются программы помощи слаборазвитым странам, отвечающие интересам монополий. Оказание продовольственной помощи становится в этих программах не столько орудием решения проблемы голода, сколько средством политического воздействия на развивающиеся страны.

Авторы (Mesarovic, 1974) уделяют много внимания этическим аспектам экологических проблем. Они призывают к осознанию человечеством отрицательных последствий своей деятельности, к выработке таких норм поведения, которые приспособляли бы людей к жизни в условиях экологического кризиса, к ограничению своих потребностей, что необходимо для существования будущих поколений, к развитию бережного отношения к природе, причем все это

рассматривается в качестве основных мер борьбы с экологическими противоречиями. Основной порок этой теории заключается в преувеличении роли сознания в развитии экологических процессов и в игнорировании роли экономики в общественном развитии.

Близка к этим взглядам теория сокращения индивидуального потребления, объясняющая рост производства развитием индивидуальных потребностей и призывающая в связи с этим всех людей к ограничению личного потребления. Сторонники такого взгляда не видят неудержимого и внутренне присущего рынку стремления к прибыли, обуславливающего хищническое отношение к природе.

Модель М. Месаровича и Е. Пестеля модифицированно продолжает традиции мальтузианства. Так, энергетический кризис, разразившийся в 70-х годах в западных странах, объясняется авторами модели истощением естественных ресурсов. Не раскрыты главные причины этого кризиса, заключающиеся в подрыве монополии на сырье слаборазвитых стран, происшедшем вместе с крахом мировой колониальной системы. В вопросах демографии Месарович и Пестель также, по существу, придерживаются позиций Мальтуса. Они сравнивают темпы роста численности населения с возможностями обеспечения человечества продовольствием. Единственным средством предотвращения роста смертности людей от голода авторы считают ограничение рождаемости, а не экономическое развитие.

Определенные мальтузианские экстраполяции прослеживаются и в других рассмотренных выше работах. Так, "Пределы роста" отличаются от теории Мальтуса лишь тем, что в них возрастание факторов рассматривается в экспоненциальной форме, а не в арифметической или геометрической прогрессиях. Сами факторы развития дополняются при этом ростом капитала и загрязнения, т.е. по сути дела к демографическому мальтузианству прибавляется мальтузианство экономическое. В главном же — в стремлении объяснить социальные проблемы с естественнонаучных и технических позиций при игнорировании определяющей роли экономики — они едины. На основе моделей, столь неадекватно отражающих реальный мир, М. Месарович и Е. Пестель считают возможным делать выводы о развитии человечества.

Важный момент во всех моделях экологического кризиса — отношение их авторов к научно-техническому прогрессу. В одних работах научно-технический прогресс считается прямой причиной экологического кризиса и в качестве единственной альтернативы, способной приостановить развитие экологической катастрофы, называется отказ от дальнейшего развития науки и техники, полная ликвидация значительной части ее сегодняшних достижений. Авторы других работ, напротив, признавая роль научно-технического прогресса в формировании экологических противоречий, считают его в то же время единственной силой, способной спасти цивилизацию. Но при попытках серьезно учесть фактор научно-технического прогресса в эколого-экономических моделях встают те же трудности, на которые неоднократно наталкивались и из-за которых терпели крах большинство футурологов, предсказывавших пути развития науки и техники.

В моделях мировой динамики, как показывает анализ, принципиально важно устанавливать время наступления того или иного открытия или технического переворота. Теория прогнозирования сложных динамических систем разрабатывается весьма интенсивно, но, несмотря на эти усилия и определенные успехи, мы не имеем сейчас надежных методов для прогнозов на достаточно отдаленный период. Даже при анализе поведения довольно простых технических систем всем методам свойственно резкое убывание точности прогноза по мере увеличения периода предсказания (Гмошинский, 1973). На сегодня это один из главных выводов математической теории инженерного прогнозирования, резко сужающий область ее практического использования. В свете этого вывода прогнозирование количественных характеристик экологоэкономической системы на 100-200 лет вперед выглядит бесплодной экстраполяцией. Такие интервалы прогнозирования могут быть применимы лишь к некоторым существенно инерционным системам (астрофизические, некоторые геофизические и биологические системы), в число которых ни в коей мере не может входить эколого-экономическая система.

Математическая теория прогнозирования, начав свою историю с тезисов лапласовского детерминизма и дойдя до разработки широкого комплекса прогностических методов, все же осталась инструментом, недостаточно эффективным в решении сложных задач. Однако математические трудности совершенно не означают неопределенности в будущем состоянии сложных

систем. Например, в технике мы очень часто не способны предсказать эволюцию какого-либо объекта, подверженного множеству детерминированных и случайных внешних и внутренних возмущений, но можем вполне определенно сказать, в каком состоянии окажется этот объект, если он снабжен надежно действующей системой управления. Иными словами, на практике задача прогнозирования и связанная с ней проблема его точности сами собой снимаются постановкой задачи управления. Состояние системы в интересующий момент времени мы не прогнозируем, а назначаем, планируем. И здесь уже точность определения состояния лимитируется не успехами математической теории прогнозирования, а точностью механизмов реализации намеченных программ.

Говоря в этом плане о современных экономических теориях экологического кризиса, можно отметить, что западные ученые очень часто ставят задачу прогнозирования и утопают в трудностях ее решения там, где можно и необходимо ставить задачу управления. И дело здесь не в математических трудностях перехода к такой задаче (метод имитационного моделирования одинаково приспособлен к решению задач как прогнозирования, так и управления), а в том, что постановка задачи управления обязательно влечет за собой вопрос об экономических механизмах его реализации. Уход от этого вопроса — главный принцип экологической футурологии.

Серьезная попытка учета в эколого-экономических моделях фактора научно-технического прогресса предпринята авторами книги "Модели гибели" (Models of Doom, 1973). В ней приводятся результаты расчетов по модели Д. Медоуза с включением технического прогресса, показывающие возможность отсрочки экологической катастрофы. Естественно, что при назначении этого срока авторы не могут дать сколько-нибудь определенных прогнозов. Однако эта неопределенность оправдана объективными факторами только в предсказании фундаментальных научных открытий и эпохальных технических переворотов. Что же касается сроков разработки конкретных технических новшеств, проектирования новых машин и аппаратов, то здесь неопределенность может быть сведена к минимуму. Такие мероприятия как разработка безотходных технологий, замкнутых производственных циклов синтез заменителей природного сырья существенно зависят от выделяемых экономических ресурсов, поэтому сроки их реализации могут планироваться.

В заключение можно отметить, что построение математической модели глобальной эколого-экономической системы — сложная научная задача. Подходить к ней исключительно как к технической проблеме моделирования без анализа исходных предпосылок — основных закономерностей экономического развития — это значит с самого начала отказаться от ее решения.

Глава 2: ВКЛЮЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ФАКТОРА В ЭКОНОМИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

2.1. Переход к устойчивому развитию

Третье десятилетие человечество в явном виде ставит перед собой задачу охраны окружающей среды. Так почему же только сейчас, а точнее, с конференции в Рио-де-Жанейро в 1992 г. специалисты сформулировали эту проблему как проблему перехода на модель устойчивого развития? Что нового в такой формулировке по сравнению со старой постановкой проблемы охраны природной среды?

Если суммировать все взгляды, освещенные в зарубежной литературе по устойчивому развитию (CIDIE Workshop, 1992; Pearce D.W. & Warford J.J., 1993; Serageldin I, 1993; Munasinghe M., 1993; Steer A., Lutz E., 1993; Young M.D., 1992), то можно сделать вывод о том, что обращение к термину "устойчивое развитие", а точнее говоря, к термину "экологически устойчивое экономическое развитие", означает переход от постановки задачи охраны окружающей среды вместо, вопреки, за счет экономического роста, к постановке той же задачи наряду, вместе с экономическим ростом.

И если поставлена задача сохранения среды наряду с экономическим ростом, то, в первую

очередь, необходимо создать в системе экономической статистики новое единое параметрическое пространство, способное отразить в себе как экономическое развитие, так и развитие окружающей среды. До сих пор вопросы экономического развития и состояния окружающей среды не имели единой системы измерений — отдельно существовали статистика экономического развития и статистика окружающей среды. В первой преобладали стоимостные, денежные показатели, во второй — натуральные, физические. Такая ситуация, сложившаяся в статистике, отражала общий взгляд на окружающую среду как на нечто внешнее по отношению к экономике, подобное пространству и времени, в которых экономическая деятельность проходит и с которыми должна считаться как с неэкономическими, экзогенными факторами.

Однако время таких представлений об охране окружающей среды, к сожалению, безвозвратно ушло. Именно статистические исследования позволили установить прямую зависимость между экономическим ростом и ухудшением состояния окружающей среды, с одной стороны, и ухудшением состояния среды и увеличением экономических затрат на производство — с другой. Таким образом, состояние окружающей среды уже перешло из разряда экзогенных параметров для экономической системы в разряд внутриэкономических характеристик.

Этот переход в первую очередь меняет структуру и характер статистических показателей. Без серьезных исследований в области статистического анализа эколого-экономических взаимодействий проблема охраны окружающей среды не сможет выйти за рамки осуществления отдельных природоохранных мероприятий.

Экономисты будут стремиться сократить расходы на охрану окружающей среды, а природоохранные органы — масштабы экономической деятельности. Такое противоречие интересов может быть разрешено только путем перехода к системе экологически отрегулированных экономических показателей, которая будет отражать единство Экономики и окружающей среды как равнозначных факторов общественного развития.

Это новое параметрическое пространство должно быть способно отражать отклонение экономического развития от экологически устойчивой траектории.

Понятие экологически устойчивого развития как необходимость для каждого поколения оставить после себя окружающую среду в не-худшем состоянии, чем она была до него, в настоящее время получило более емкое содержание. Это понятие удобно для отражения задач Культурного, научного и других видов социального наследия. Поэтому часто, говоря об устойчивом развитии, понимают его в более широком, чем только экологический, смысле. Когда общество бережет свои ресурсы, оно планирует жить лучше в будущем, когда же оно живет сверх своих ресурсов, оно планирует жить хуже — хуже экономически, экологически, духовно. Требование к развитию взаимоотношений поколений по поводу духовного, культурного, научного наследий аналогично Заложенному в экологически устойчивом развитии: духовный, культурный и научный потенциал не может быть растрочен, допустимо Только его преумножение. Мы же будем придерживаться первоначального, экологического значения понятия устойчивого развития.

Общее понятие устойчивости в экономике, по-видимому, впервые было введено Джоном Р. Хиксом в 1946 г., который писал: "Мы можем определить доход человека как максимальную стоимость, которую он может потратить в течение недели с таким условием, что он в конце недели будет иметь те же возможности, что и в начале. Таким образом, когда человек бережет свои доходы, он планирует жить лучше в будущем, когда он живет сверх своих доходов, он планирует жить хуже" (Pearce D.W. & Warford J.J., 1993).

Цель, поставленная перед разработчиками концепции перехода России на модель устойчивого развития (Концепция, 1996) — ориентация хозяйственной деятельности на достижение экономического благосостояния в сочетании с экологической безопасностью. В связи с этим суть концепции, по определению этого понятия являющейся руководящей идеей, конструктивным принципом такого сочетания, на наш взгляд, должна состоять в необходимости введения экологической составляющей развития в рамки экономической системы, т.е. параметры, рассматриваемые ранее как внешние для экономической системы, теперь должны стать для нее внутренними.

Под концепцией перехода России на модель устойчивого развития, как представляется, ни в коей мере не подразумевается очередная программа охраны окружающей среды с перечнем

первоочередных природоохранных мероприятий. Эта концепция должна содержать в себе принципы перестройки общей методологии экономического анализа.

В то же время нельзя свести проблему устойчивого развития к чисто экономической. Ее важной экологической составляющей является определение устойчивого состояния окружающей среды. При этом слово "устойчивое" в термине "устойчивое развитие" несет на себе двойную нагрузку. С одной стороны — экономическое развитие, обеспечивающее устойчивое состояние окружающей среды, с другой — устойчивый, постоянный экономический рост. Последнее характеризует отличие концепции устойчивого развития от концепции, например, пределов роста (Meadows D.H., 1972; Рюмина Е.В., 1977; Дадаян В.С., 1989). Также важно обратить внимание на отличие экономического развития от экономического роста. Экономическое развитие — более широкое понятие, учитывающее, кроме всего прочего, и экологическую составляющую; характеристики же экономического роста ограничиваются лишь доходом на душу населения.

В настоящее время анализ экономики носит "открытый" характер: обращение экономической деятельности к окружающей среде и соответствующие обратные связи описываются как экзогенные параметры для экономической системы. В действительности же они имеют четкую количественную определенность, эндогенно формируемую в процессе развития экономики. Интернализация этих параметров (рассмотрение их как внутренних для экономической системы), по сути дела, и характеризует переход экономики на модель устойчивого развития.

Термин "internal" (внутренний) вводится в противоположность взгляду на экологическое воздействие как внешнее воздействие по отношению к экономике. Слово "externality" (внешнее воздействие) введено в 20-х годах Артуром Пигу как затраты, навязанные экономике окружающей средой без какой-либо компенсации.

На наш взгляд, концепция перехода Российской Федерации на модель устойчивого развития должна содержать принципы построения параметрического пространства, отслеживающего отклонение экономического развития от устойчивого развития, а реализация этой концепции — внедрение соответствующих параметров в практику экономического анализа, проектирования и прогнозирования и настройку на эти параметры всей системы управления экономикой.

В предлагаемом варианте концепции новыми параметрами, вводимыми в экономический анализ с целью отражения устойчивости развития, являются: экологический долг и экологически отрегулированные макропоказатели, которые подробнее будут рассмотрены в следующем разделе.

Представление взаимоотношений общества и природы в терминах экологического долга позволяет развить экономические взгляды на проблему устойчивого развития.

Приращение экологического долга в течение определенного периода времени свидетельствует об ухудшении состояния окружающей природной среды. В связи с этим в терминах экономического анализа одним из необходимых условий для достижения устойчивого развития является недопущение увеличения экологического долга за рассматриваемый период.

Неувеличение (а еще лучше — снижение абсолютной величины) экологического долга вместе с постоянным экономическим ростом основное свойство траектории устойчивого развития.

Экономические потери вследствие загрязнения окружающей среды вызываются потерями функций, которые выполняет сама среда. Экологические блага оказываются дефицитными. Экологические потери, а вместе с ними и соответствующие экономические потери отсутствуют, если природопользование осуществляется по стандартам устойчивого использования окружающей среды, которые могут быть получены исходя из таких свойств экосистемы как самоочищающая способность, буферная способность, регенерирующая способность. Если же такие стандарты не соблюдаются, то возникает необходимость в дополнительных затратах.

Но можно ли назвать развитие устойчивым при отклонении от этой траектории? Этот вопрос может быть рассмотрен в рамках дискуссии о принципах оптимальности по Парето и компенсации.

По мере приближения к адекватной денежной оценке экологических потерь возможен переход к принципу компенсации в отношениях между поколениями. Этот принцип позволяет и в рамках устойчивого развития передавать будущим поколениям среду худшего качества (в границах допустимого), но при этом компенсировать экологические ухудшения другими

социальными благами. Как видим, принцип компенсации противоречит принципу оптимальности по Парето, когда нельзя улучшать какую-либо составляющую социального развития за счет ухудшения другой. В отношении экологической составляющей можно сказать, что принцип Парето должен соблюдаться на границе катастрофического состояния окружающей среды, т.е. нельзя переходить через границу катастрофического состояния среды, даже если за счет этого получается значительный выигрыш в других существенных для общества благах. Однако во многих случаях существует диапазон параметров состояния среды, в рамках которого возможна замена экологических благ на другие при условии достаточной компенсации. Но это, подчеркнем, возможно будет только при наличии адекватных оценок экологических потерь.

При принятии принципа компенсации критерием устойчивого развития могут быть экологически отрегулированные макропоказатели, в частности, ВВП — Эд, где Эд — экологический долг, образованный в течение года. Если величина такого экологически отрегулированного ВВП характеризуется устойчивым, постоянным ростом, то можно говорить об экологически устойчивом развитии.

Цель, которую мы преследуем при корректировке показателя ВВП — это расчет устойчивого дохода, т.е. такого ВВП, получение которого в данном периоде не снижает возможностей роста благосостояния в будущем. Если же производство загрязняет среду, то в будущем общество может не получить ту же величину ВВП из-за роста недополученного вследствие экологического фактора дохода. Учет воздействия на окружающую среду при расчете показателей дает экологически отрегулированную величину ВВП.

Если в натурально-вещественной структуре ВВП мы не находим продукции, которая направляется на компенсацию экономического ущерба, нанесенного в данном периоде, то вычитание стоимости этого ущерба будет носить искусственный характер в том случае, если мы руководствуемся не принципом компенсации, а принципом оптимальности по Парето. Мы можем проводить анализ, куда пошли те средства, которые должны были быть воплощены в природоохранном оборудовании и в приращении материальных затрат на производство всей продукции вследствие загрязнения окружающей среды, т.е. в материальном покрытии нанесенного экономического ущерба от загрязнения, но в конце концов при этом мы сможем только определить величину своего долга будущим поколениям. Устойчивого же экономического развития достигнуто не будет.

Последнее достигается природоохранной деятельностью. Доля природоохранных затрат в ВВП может быть различной, она служит емкой характеристикой эколого-экономических взаимодействий. Низкая доля затрат свидетельствует либо о благополучном состоянии окружающей среды, обладающей большой самоочищающей способностью, либо о большом ущербе, наносимом среде из-за недостаточности проводимых природоохранных мероприятий. Высокая доля затрат, при эффективности природоохранных мероприятий, говорит о снижении экономического ущерба.

Переход от фактического состояния окружающей среды к устойчивому состоянию может быть реализован посредством следующих групп мероприятий:

1. Изменение технологий производственных процессов и процессов обезвреживания отходов.
2. Изменение структуры экономической деятельности в направлении перехода от обременительных для окружающей среды видов экономической деятельности к экологически благожелательным.
3. Снижение объемов производства.

Все эти мероприятия связаны с осуществлением экономических затрат. Так, например, в работе (Huetting R., 1992) приводятся результаты расчетов этих затрат. Получено, что осуществление мероприятий второй группы, а именно, замена 1% экологически обременяющих видов деятельности на экологически благоприятные ведет к снижению национального дохода на 1,8%, а снижение объема экологически вредных производств на 1 % уменьшает национальный доход на 1,8%. Но для оценки эффективности этих мероприятий необходимо иметь представление не только о затратах, но и их результатах, которые в обобщенном виде выражаются через величину изменения экологического долга.

Переход от одной группы мероприятий к другой в оптимальном варианте может быть определен с учетом вида зависимости затрат каждой группы от достигаемого экологического эффекта. Сравнение этих функций даст возможность определить точки перехода от технических мероприятий к изменению структуры экономики и далее к снижению объемных показателей.

Каждое природоохранное мероприятие необходимо характеризовать не только затратами на его осуществление, но и предотвращенными экологическими потерями, а каждый объем производства любой продукции — еще и величиной наносимых экологических потерь. Эти показатели дают возможность следить за эффективностью структуры и объемов производств с точки зрения их воздействия на состояние окружающей среды и за траекторией движения к устойчивому использованию среды.

Поскольку экологически устойчивое развитие экономики не может быть достигнуто в один год, то для анализа перехода к нему необходимы средства моделирования динамики экономических макропоказателей и эколого-экономических показателей. Этим целям, с нашей точки зрения, отвечают национальные счета и балансовые модели экономики.

Понятно, что предлагаемые принципы перестройки методологии экономического анализа не могут быть реализованы мгновенно. В заключение приведем основные структурные элементы концепции, которые одновременно представляют собой программу ее детализации и реализации на практике.

1. Главными чертами модели устойчивого развития является переход от учета экологических воздействий как внешних по отношению к экономическому развитию к рассмотрению их как внутренних параметров экономической системы. Во временном аспекте важной особенностью модели устойчивого развития является учет взаимоотношений между поколениями по поводу состояния окружающей среды.
2. Для характеристики этих отношений вводится понятие экологического долга. Предлагается интерпретация процентов по экологическому долгу как недополученного национального дохода и вынужденного потребления части национального дохода.
3. Для отражения экологического долга в рамках экономического анализа предлагается переход к экологически отрегулированным экономическим макропоказателям.
4. Динамический процесс уплаты своего экологического долга каждым поколением и получения экологических долгов с прошлых поколений на макроэкономическом уровне (и в отношениях между поколениями) реализует принцип — платит тот, кто загрязняет.
5. В настоящее время доход является основным экономическим показателем, на который сориентированы почти все методы экономического управления. Поэтому переход от традиционных показателей дохода (национального, доходов регионов, предприятий и т.д.) к экологически отрегулированным показателям и настройка именно на эти показатели всей системы экономических рычагов могут считаться основой перехода экономики на модель устойчивого развития.
6. На предлагаемую перестройку методологии экономического анализа, в первую очередь, отреагируют цены и налоги. Использование природного потенциала, в явном виде отраженного в экономических показателях, естественным образом станет подчиняться общему требованию экономии затрат. Максимизация дохода как основное стремление субъектов хозяйственной деятельности будет учитывать более широкий спектр возможных решений, включая и варианты оптимизации отношений с окружающей природной средой.
7. В системе экономической статистики ориентация на устойчивое развитие должна отразиться, в первую очередь, на структуре национальных счетов и финансовых балансов, вплоть до бухгалтерских балансов предприятий. Методология их перестройки также основывается на основополагающем понятии предлагаемой концепции — экологическом долге.
8. Реализация предлагаемой концепции перестройки методологии экономического анализа потребует продолжения работ по экономической оценке последствий экологических нарушений.
9. По мере приближения к адекватной денежной оценке экологических потерь возможен переход к принципу компенсации в отношениях между поколениями. Этот принцип позволяет и в рамках

устойчивого развития передавать будущим поколениям среду худшего качества, но при этом компенсировать экологические ухудшения (в границах допустимого состояния среды) другими социальными благами.

10. Проблема количественной характеристики устойчивого состояния среды на данном этапе может быть решена путем принятия за устойчивое состояние характеристики среды определенного временного периода.

11. Практическая эффективность предлагаемой концепции перестройки методологии экономического анализа в целях обеспечения устойчивого развития на микроуровне всецело зависит от внедрения в жизнь принципа платности в сфере пользования природными ресурсами и ассимиляционным потенциалом. Соответствующий изложенной концепции учет экологических обязательств каждого предприятия и выполнение этих обязательств, в частности, через платежи за загрязнение, отвечая задаче минимизации издержек производства, в то же время будет способствовать движению всей экономики к устойчивому развитию.

12. Для реализации предлагаемой концепции необходимо создание институциональной основы формирования кредитно-денежных отношений между обществом и природой, т.е. должен быть "представитель" природной среды в системе управления экономикой. В настоящей структуре управления эту функцию могут взять на себя Министерство природных ресурсов РФ, Госкомитет по охране окружающей среды и Федеральный экологический фонд РФ.

2.2. Экологический долг как индикатор устойчивого развития

Для упорядочения отношений между обществом и природой целесообразно рассматривать их как кредитно-денежные отношения.

Основным препятствием на этом пути является то обстоятельство, что, хотя природа и вовлечена в хозяйственную деятельность, субъектом хозяйствования она не является. Однако на данном этапе отсутствие "представителя" природной среды, как одной из сторон кредитно-денежных отношений, не мешает нам изложить теоретические принципы этих отношений и показать важность их установления для управления экономикой в целях достижения устойчивого развития.

Кредитно-денежные отношения относятся к числу наиболее фундаментальных, конституирующих характеристик современных общественных систем, но обычно рассматриваются как внутрисистемные, непосредственно не охватывающие взаимоотношений между обществом и природой. Однако глубокий кризис в них, необходимость перехода к экологически устойчивому типу социально-экономического развития требуют, на наш взгляд, рассмотрения кредитно-денежного аспекта взаимоотношений между природой и обществом.

Ключевым для анализа этих взаимоотношений является понятие "экологического долга", т.е. выраженной в денежной форме задолженности общества перед природой. Конечно же, о денежных обязательствах общества перед природой можно говорить лишь с большой долей условности.

В соответствии с концепцией В.И. Вернадского, современный этап эволюции общества и природы характеризуется возникновением ноосферы — суперсистемы, в рамках которой потенциально может быть реализовано гармоничное и устойчивое развитие (коэволюция) ее подсистем. Именно с позиций такой суперсистемы можно говорить о долговых взаимоотношениях подсистем общества и природы, т.е. о возникновении между ними отношений "должника" и "кредитора". Природе не нужны наши деньги — твердые, мягкие и любые другие. Природе как таковой вообще ничего "не нужно" от общества. Однако для анализа формирующейся общественно-природной целостности (ноосферы) правомерно использовать понятия глобальных ноосферных интересов этой суперсистемы и соответствующих, строящихся на партнерских началах, взаимоотношений между ее подсистемами.

Введем следующие предпосылки:

1. Наличие определенного потенциала самовосстановления, резерва устойчивости природных

систем по отношению к антропогенным воздействиям.

2. Формирование специальных институциональных структур, регулирующих коэволюционное развитие, и правил взаимодействия этих структур с другими государственными и общественными институтами.

Первая предпосылка означает, что в природе еще не начались необратимые процессы, исключающие возможность дальнейшего существования *homo sapiens*, т.е. что еще есть время для становления подлинно партнерских отношений между обществом и природой. Будем надеяться, что это так.

Вторая предпосылка еще далека от своей реализации, хотя многие изменения в государственном, межгосударственном и общественном регулировании охраны природы за последние десятилетия можно трактовать именно как первые ростки будущего институционального регулирования коэволюции общества и природы.

В дальнейшем мы все же будем употреблять соответствующие термины без кавычек, понимая всю условность этих терминов в современной ситуации и полагая, что вышесказанное оградит нас от упреков в эколого-экономическом "антропоморфизме" и использовании поверженных аналогий.

Наиболее близким понятием к экологическому долгу в экономике является понятие внешнего государственного долга.

Общество, постоянно ухудшая окружающую среду, накапливает свой долг перед природой. Если взять за точку отсчета состояние окружающей среды, при котором она характеризуется способностью к полному самовосстановлению, то изменение этого состояния, обусловленное в основном развитием экономической деятельности, и представляет собой экологический долг. Если состояние окружающей среды под воздействием природоохранных мероприятий улучшается, то можно говорить об уменьшении экологического долга, об уплате его части.

Экологический долг сложно оценить количественно, но и содержательно это понятие стоит еще раз осмыслить. Можно ли отождествлять экологический долг, как это принято, с неосуществленными природоохранными затратами?

В случае с долговыми обязательствами по поводу имущества это, действительно, так. Беря в долг какую-либо вещь, мы оцениваем свой долг равным затратам, которые требуются для покупки аналогичной вещи. Здесь наблюдается равенство затрат на покупку вещи и затрат на мгновенный возврат долга. Мгновенный возврат рассматривается для того, чтобы уравнивать во времени покупку и возврат и тем самым избежать учета процентов по долгу.

Экологический долг, материально существующий в виде загрязнения среды, отличается от долга в виде какой-либо вещи. Здесь в общем случае нет равенства затрат на предотвращение загрязнения среды (неосуществленные природоохранные затраты) и затрат на мгновенный возврат экологического долга, поскольку в первом случае вредные вещества обезвреживаются в сильно концентрированном составе, а в случае возникновения долга, т.е. уже произошедшего загрязнения среды, вредные вещества должны обезвреживаться растворенными в окружающей среде. Химические процессы обезвреживания характеризуются существенной нелинейностью экономических затрат на их проведение — в сильно концентрированных растворах обезвреживание единицы массы обходится дешевле, чем в слабо концентрированных. Кроме того, долг увеличивается, в сравнении с затратами на недопущение долга, за счет синергетического эффекта.

В связи с этим оценка экологического долга через неосуществленные затраты является заниженной. Условно ею приходится пользоваться в тех случаях, когда трудно определить затраты на обезвреживание вредных веществ, уже находящихся в среде.

Существует мнение по поводу необходимости включения в величину экологического долга упущенного дохода. Представляется достаточно убедительным рассуждение об отнесении недополученного дохода, так же как и вынужденного потребления, к процентам по экологическому долгу, о чем речь пойдет ниже.

Экономически абсолютную величину экологического долга измерить трудно. Но так же, как

при анализе государственного долга во взаимосвязи с национальным доходом исследуют не абсолютную величину государственного долга, а его изменение за год и проценты по нему, так и экологический долг, накопленный за длительный период, превосходящий, по-видимому, по своей экономической оценке величину национального дохода и сопоставимый скорее с величиной национального богатства, следует рассматривать в годовом измерении.

Если общество может решать, выплачивать ли ему в данном году часть экологического долга или нет, то проценты по этому долгу оно платит обязательно. На наш взгляд, проценты по экологическому долгу — это, прежде всего, упущенный вследствие загрязнения среды национальный доход. Экономика, функционируя в загрязненной среде, недополучает продукцию в сравнении с благоприятными экологическими условиями. Это происходит вследствие повышения затрат на производство. Затраты же на обезвреживание отходов производства данного года мы относим к издержкам производства — промежуточному продукту, которые непосредственно не связаны с экологическим долгом, но в случае их недостатка для полного обезвреживания отходов экологический долг растет.

Таким образом, чем хуже состояние окружающей среды, т.е. чем выше экологический долг, тем больше проценты по нему.

В данном году экономика платит проценты по экологическому долгу, накопленному за предыдущие годы, и, кроме того, увеличивает абсолютную величину этого долга, если наблюдается ухудшение состояния окружающей среды в этом году по сравнению с предыдущим. Если же в данном году проводятся природоохранные мероприятия, улучшающие состояние среды прошлого года, то проценты по экологическому долгу остаются теми же, что и в предыдущем случае, но абсолютная величина экологического долга снижается, что отразится в следующем году уплатой меньших процентов — экономические потери вследствие улучшения состояния среды снизятся.

При анализе внешнего государственного долга обнаруживается, что его уменьшение (положительное экспортно-импортное сальдо) снижает величину национального дохода, а увеличение (отрицательное сальдо) — повышает, т.е. уплата части внешнего государственного долга и процентов по нему уменьшает величину национального дохода — расходы на потребление и накопление. То же происходит и с экологическим долгом с той лишь разницей, что, если в случае роста государственного долга национальный доход увеличивается за счет других стран, то при росте экологического долга национальный доход увеличивается за счет природы.

Для общества жизненно необходимо осуществлять затраты по восстановлению и поддержанию приемлемого для настоящих и будущих поколений биосферного равновесия. Бремя этих затрат можно теми или иными способами перераспределять между общественными группами и поколениями, но — до определенного предела, за которым наступает банкротство общества — должника. Мы живем за счет взятого у природы экологического кредита, однако забота о последствиях изменения экологического долга целиком ложится на плечи должника.

Последствия приращения долга ощущаются обществом не непосредственно, а через проценты. В общем можно сказать, что абсолютная величина экологического долга, в определенных границах, — менее важное и менее осязаемое понятие, чем проценты по этому долгу. Абсолютная величина долга (уровень загрязнения среды) может расти, соответственно увеличивается выплата процентов (растет величина недополученного дохода), но если наши возможности растут быстрее расходов по обслуживанию экологического долга, составляющих возврат его части с процентами, то такой рост экологического долга может считаться экономически оправданным. Иначе говоря, при формировании стратегии социально-экономического развития определяющее значение имеет соотношение процентов по экологическому долгу и полученного национального дохода.

Абсолютная величина экологического долга важна в том случае, если она ведет к экологической катастрофе, либо когда проценты по долгу — потери дохода от загрязнения среды — непосильны для экономики. В этих случаях экологический долг приобретает срочный характер — возврат его нельзя оттягивать во времени. Если же величина экологического долга стабилизировалась на каком-то уровне и не происходит ее приращения, то существует возможность вообще не возвращать долг. Дополнительным для этого условием является либо

необременительность для экономики уплачиваемых процентов, либо развитие таких эффективных направлений народного хозяйства, когда отношение доходов к величине процентов растет.

Рассмотрим реальность нулевого приращения экологического долга, т.е. условия поддержания его на постоянном уровне. В принципе, последствия накопленного в среде загрязнения могут не только затухать во времени, но во многих случаях и возрастать. Последнее обстоятельство в принятых нами терминах означает рост экологического долга и, соответственно, процентов. Кроме того, любое производство, сколь бы чистым оно ни было, не может быть абсолютно безвредным для природы. Все это постоянно ведет к возникновению новых экологических долгов. С другой стороны, как естественная способность природы к самовосстановлению, так и проводимые природоохранные мероприятия погашают экологические долги. Эти два противоположных процесса — возникновения и возврата экологических долгов — могут обеспечить неизменность, постоянство суммарного экологического долга.

В этом случае, если уплачиваемые обществом проценты, носящие при этом также относительно постоянный характер, не слишком высоки, то общество может сколь угодно долго быть должником у природы и не ставить перед собой задачу возвращения экологического долга. Ситуация неплатежеспособности, банкротства должника возникает только в определенных обстоятельствах, характеризующихся количественным и качественным уровнями экологического долга. Это отличает долг перед природой от внешнего государственного долга, возврат которого обязателен.

Здесь мы говорим об относительно постоянном характере процентов по экологическому долгу, так как даже при одном и том же состоянии окружающей среды потери от ее загрязнения для общества во многом определяются структурой народного хозяйства, поскольку различные его сферы по-разному реагируют на уровень загрязнения.

Таким образом, условия долговых "обязательств" перед природой таковы, что, во-первых, если экологический долг непомерно растет, то возможна либо экологическая катастрофа, либо катастрофа экономическая вследствие чрезмерно высоких для общества процентов по экологическому долгу. Во-вторых, если суммарную величину экологического долга удалось стабилизировать на некотором экологически безопасном уровне, то его полное погашение теряет актуальность. Возврат экологического долга целесообразен тогда, когда затраты на погашение долга ниже, чем выигрыш от снижения процентов, т.е. когда направленные на погашение долга природоохранные мероприятия требуют затрат меньших, чем предотвращаемые ими народнохозяйственные потери.

Если варьирование масштабов возврата экологического долга в определенных условиях возможно и целесообразно, то уклониться от уплаты процентов по нему нельзя, поскольку взимание процентов происходит автоматически — какую бы природоохранную политику общество ни проводило, экономические потери от загрязнения среды обязательно будут иметь место, а это и есть уплата процентов по экологическому долгу. Своеобразным аналогом такого процесса взаимодействия общества и природы в экономической практике является ситуация, когда проценты начисляются в так называемом безакцептном порядке — без чьих-либо требований или согласия кого бы то ни было.

До сих пор мы говорили лишь об одном виде процентов по экологическому долгу — недополученном из-за загрязнения среды доходе. Однако экологическими потерями является и часть полученного дохода — это затраты на компенсацию последствий экологических нарушений, иными словами, вынужденное потребление, например, расходы национального дохода на лечение от заболеваний, вызванных состоянием среды (подробнее — в главе 3).

Соотношение обоих видов уплаты процентов по экологическому долгу и национального дохода в динамике можно условно представить с помощью рис. 3.

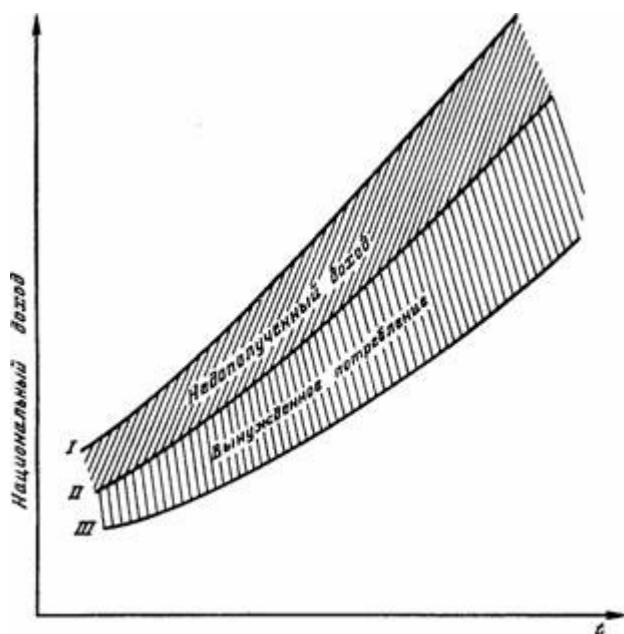


Рис. 3. Соотношение фиксируемого статистикой (II) и экологически отрегулированных показателей национального дохода (I и III)

Здесь в общем виде представлено три варианта определения национального дохода. Реально фиксируемый сейчас национальный доход — кривая II — является индикатором ресурсов, идущих на накопление и потребление, в том числе вынужденное. Вычитая из традиционной величины национального дохода вынужденное потребление и накопление (второй тип процентов по экологическому долгу), получаем кривую III — национальный доход как индикатор реального благосостояния общества. И наконец, кривая I, характеризуя потенциально возможную величину национального дохода в благоприятной экологической обстановке, превосходит традиционную величину национального дохода на величину экологических потерь — процентов по экологическому долгу первого вида. Такой национальный доход является индикатором экономического потенциала общества.

Таким образом, проценты по экологическому долгу, уплачиваемые за год, равны разности значений кривой I и соответствующих значений кривой III (вся заштрихованная область).

Представление взаимоотношений общества и природы в терминах экологического долга позволяет упорядочить различные подходы к оценке влияния экологических нарушений на национальный доход.

2.3. Экологически отрегулированные макроэкономические показатели

В экономической статистике одним из главных показателей, отражающих конечные результаты экономической деятельности, является валовой внутренний продукт (ВВП). Однако, несмотря на информативность этого показателя, его нельзя считать измерителем экономического благосостояния общества, главным образом из-за того, что ВВП характеризует экономическую деятельность с точки зрения ее результатов, проходящих через рыночные структуры.

Благосостояние же общества определяется не всеми этими результатами, а лишь направляемыми на потребление. В частности, кроме результатов экономической деятельности, доступных для потребления, ВВП включает в себя возмещение затрат капитала, которые не отражают благосостояния. Этот недостаток показателя ВВП для измерения благосостояния вызвал к жизни такой показатель, как национальный доход. Более сложные для преодоления недостатки ВВП в рассматриваемом аспекте связаны с отражением таких характеристик благосостояния как свободное время и экологические издержки. Эти характеристики требуют диаметрально противоположных корректировок ВВП. Если свободное время, рассматриваемое как показатель

благосостояния общества, не отражается в ВВП и при разработке соответствующих денежных измерений будет увеличивать показатель благосостояния, то потери из-за загрязнения среды уменьшают значение ВВП как характеристики благосостояния. Именно последняя проблема является предметом данного исследования.

Как известно, экологические издержки состоят из природоохранных затрат и потерь вследствие загрязнения среды. Обезвреживая отходы, экономика осуществляет природоохранные затраты, не обезвреживая — несет экономический ущерб. В обоих случаях существуют строгие закономерности, имеющие денежные выражения. Представление же об отсутствии таких строгих эколого-экономических зависимостей привело к потреблению окружающей среды как ресурса, который строго не ограничен и не определен. Сейчас надо менять свое отношение к учету эколого-экономических взаимодействий, стремясь к применению к ним понятий количественной определенности ресурсов, однозначности зависимостей.

Обозначенная выше проблема в части природоохранных затрат состоит в том, что если затраты, осуществляемые в производственных отраслях, относятся к промежуточным расходам и в ВВП не включаются, то осуществляемые государством природоохранные мероприятия отражаются как конечные результаты и входят в ВВП. Поэтому встает задача — выделить эти природоохранные затраты из ВВП.

Задача более сложная состоит в корректировке ВВП в части потерь вследствие загрязнения среды. Поскольку основной целью данного исследования является корректировка макроэкономических показателей с целью отражения ими устойчивости развития, то и при решении проблем состояния окружающей среды мы не будем выходить за экономические рамки. Нас будет интересовать влияние окружающей среды на показатели экономического развития. Поэтому за пределами анализа останется оценка социальной значимости ресурсов окружающей среды (например, эстетическая ценность природы).

Существуют различные попытки оценить экологически отрегулированные макропоказатели. Подходы отличаются, главным образом, охватом потерь из-за загрязнения среды в настоящем периоде и в будущем. Можно выделить: 1) потери из-за загрязнения, накопленного в среде в течение предыдущих периодов (как мы их назвали выше — проценты по экологическому долгу); 2) будущие потери из-за загрязнения, осуществленного в данном периоде и не обезвреженного в течение этого периода (приращение экологического долга).

"Страдая" от загрязнения прошлых лет, мы, таким образом, расплачиваемся за прошлые поколения — они в свое время задолжали нам. С другой стороны, загрязняя среду сейчас, мы берем в долг у будущих поколений. При этом сальдо наших долгов и займов может быть как положительным, так и отрицательным. В зависимости от этого наш экологически отрегулированный национальный доход либо меньше традиционно рассчитанного, либо больше.

Рассмотрим четыре варианта учета всех этих потерь.

В первом варианте макропоказатели рассчитываются при предположении, что экономика функционирует в незагрязненной среде. Для того чтобы оценить соответствующие этому предположению (потенциальные) величины ВВП или национального дохода, надо определить потери, которые несет экономика из-за загрязнения среды.

Потери из-за накопленного в среде загрязнения выражаются, в частности, в увеличении затрат на производство продукции. Но поскольку рост затрат происходит вследствие комплекса причин, то выделить экологическую составляющую этого увеличения чрезвычайно сложно.

Проведенная нами в 70-х годах работа по выделению природоохранных затрат из коэффициентов технологической матрицы межотраслевого баланса потребовала обработки огромного количества статистического материала (Рюмина, 1980). Однако сложность стоящей сегодня проблемы выделения из материальных затрат на производство той их части, которая обусловлена загрязнением среды, многократно выше.

Если все-таки предположить возможным выделение из коэффициентов прямых затрат на производство продукции потерь из-за загрязнения среды и рассчитать, например, по модели межотраслевого баланса макропоказатели, то за счет высвобождения ресурсов получим национальный доход и ВВП выше традиционно рассчитанных.

При такой корректировке показателей ВВП и национального дохода абстрагируются от окружающей среды при анализе экономики. Национальный доход, который мог бы быть получен в незагрязненной среде, — это величина сугубо условная, расчет которой неизбежно связан с множеством трудно проверяемых допущений и гипотез. Эта величина, конечно, способна оценить роль чисто экологических факторов в создании национального дохода. Но именно роль этих факторов, а не сам национальный доход. Разница между таким национальным доходом и традиционным могла бы рассматриваться как оценка роли состояния окружающей среды. Но в любом случае нам пришлось бы оперировать идеальными, несуществующими величинами.

Два следующих варианта отражают показатели производства и дохода в реальных условиях.

Второй вариант — это традиционно рассчитываемые макропоказатели.

В результате производственной деятельности образуются вредные вещества, часть которых обезвреживается, а часть выпускается в окружающую среду и меняет ее состояние. Загрязнение среды, в свою очередь, оказывает воздействие на основные экономические показатели, характеризующие как саму производственную деятельность, так и ее конечные результаты. Для отражения этой цепочки в системе экономической статистики не хватает счетов, показывающих образование загрязнения и состояние окружающей среды, или, на языке вводимых нами терминов, — показывающих изменение экологического долга.

Отсутствие счетов, отражающих воздействие экономики на окружающую среду, а следовательно, отсутствие учета эколого-экономических взаимодействий в макропоказателях, не позволяет в полной мере оценить эффективность развития экономики. Если национальный доход растет, но еще быстрее увеличиваются затраты на компенсацию экономических потерь от загрязнения окружающей среды, то такой рост национального дохода нельзя признать эффективным. Результатом его в конце концов будет деградация окружающей среды и неминуемое вследствие этого катастрофическое падение национального дохода. Недостаточной является также оценка динамики наносимого экономического ущерба от загрязнения вне связи с динамикой национального дохода. Снижение негативного влияния на среду (замедление темпов роста экологического долга) может происходить из-за спада производства, а не вследствие проведения природоохранных мероприятий. В этом случае будет одновременное падение и национального дохода и ущерба. Возможны также два остальных варианта: снижение национального дохода и при этом рост ущерба — характеристика разваливающейся экономики; рост национального дохода со снижением ущерба — показатель развивающейся экономики. Эти варианты возможны с различными соотношениями темпов изменения рассматриваемых величин.

Все это подчеркивает недостаточность исследования такого показателя национального дохода (без рассмотрения экологического аспекта) для оценки развития экономики. Без строгого учета экологических последствий хозяйственного развития в контролируемых основных макропоказателях функционирование экономики во все более и более загрязненной среде в конечном итоге натолкнется на жесткие природные ограничения.

Становится очевидным, что основные макропоказатели должны быть связаны с воздействием экономики на окружающую среду. В связи с этим возникает третий вариант учета потерь от загрязнения среды.

Эта проблема во многом аналогична амортизации основного капитала. "Очищенный" от амортизационных отчислений ВВП превращается в чистый внутренний продукт. Смысл этого вычитания состоит в том, что общество должно приумножать блага, а не брать в долг у предыдущего поколения, оно должно восстановить начальное положение, с которого в каждый период начинало свою деятельность. Если общество не возмещает потребленный основной капитал, то развитие его неустойчиво.

Слово "амортизация" в переводе с латинского означает уплату долгов. Это понятие относится к потреблению производственного ресурса в течение нескольких производственных циклов. Из-за этой протяженности и возникают своеобразные долги, когда данный производственный цикл берет в долг у предыдущих производственных циклов, создавших средства производства. По стоимости данный производственный цикл отдает долг, но по материально-вещественному составу этой стоимости постоянно идет замена: амортизационные отчисления от использования определенных основных средств идут на капитальное строительство в виде

создания основных фондов другого вида.

Общество не только должно восстановить потребленные в производстве основные средства, но и оставить окружающую среду в состоянии не худшем, чем оно было в начале периода. Допустим, что общество позволит себе пренебречь этим правилом. В случае основного капитала экономика "проест" себя и через определенное время, которое можно точно рассчитать, дойдет до полной остановки.

По сути та же картина будет наблюдаться и при "проедании" окружающей среды. Не обеспечивая восстановления хотя бы начального ее состояния, общество в процессе производства будет ухудшать окружающую среду (учитывая ограниченность ее самоочищающей способности). Этот процесс приведет к тому, что состояние окружающей среды станет решающим ограничением для жизни и производства. То есть итог тот же, что и в случае с основным капиталом; однако есть разница: точно определить сроки остановки производства из-за деградации среды много сложнее, чем из-за "проедания" основного капитала.

Чтобы избежать этих результатов, экономика должна направлять средства и на восстановление состояния окружающей среды. Процесс использования окружающей среды, сопряженный с ее загрязнением, и направление средств для воспроизводства среды можно назвать амортизацией природного капитала.

Таким образом, чтобы еще больше приблизить экономические показатели к отражению ими благосостояния общества, необходимо из величины национального дохода вычесть показатели амортизации природного капитала. Это будет означать, что часть вновь созданной стоимости перераспределяется на восстановление окружающей среды — в пользу природного амортизационного фонда. Если же такие затраты общество не осуществляет, то соответствующая часть традиционно исчисляемого национального дохода расходуется на другие нужды, но при этом происходит ухудшение состояния окружающей среды. Увеличение экологического долга при этом определяется величиной неосуществленных затрат на восстановление окружающей среды.

В рассматриваемом случае речь идет не о недополученном доходе, а о структуре реального национального дохода. Поскольку в реальной жизни экологический долг постоянно растет, то в структуре расходования национального дохода это проявляется в занижении природной амортизационной составляющей, за счет чего увеличивается часть национального дохода, идущая на накопление и потребление неэкологического характера. Увеличивая экологический долг, мы тем самым становимся "должниками" природного амортизационного фонда, берем из него кредит для развития хозяйственной деятельности.

Такой подход требует решения задачи денежного измерения потерь вследствие загрязнения окружающей среды, которые в дальнейшем могли бы сравниться с ВВП, национальным доходом и другими макропоказателями.

Рассмотрение трех вариантов учета потерь от экологических нарушений показало, что они отличаются отражением потерь, которые несет само общество, и которые оно наносит будущим поколениям. В первом варианте не учитываются оба вида ущерба и поэтому национальный доход оценивается выше традиционно рассчитанного. Во втором случае учитываются, хотя и неявно, только потери, которые терпит экономика. В третьем — осуществляется двойное вычитание потерь: и наносимых будущим периодам, и потерь из-за прошлых периодов, поэтому национальный доход занижается. Казалось бы, целесообразно, сравнив эти варианты, выбрать лучший из них. Однако нет среди них такого, который отвечал бы всем разнообразным целям анализа. Кроме того, для исследования кредитных отношений общества и природы представляется разумным использовать четвертый вариант определения национального дохода. Рассмотрим конкретный пример. Производство разместилось у загрязненного водоема, и в первый год потребовались значительные затраты на его очистку — уплата, сокращение экологического долга. Во второй год, естественно, была получена большая прибыль, так как водоем уже был очищен и водоохранная деятельность не потребовала отвлечения от непосредственного производства больших средств, уменьшились и проценты по экологическому долгу.

Очевидно, что судить по полученной прибыли об эффективности производства в первый и второй год неправомерно. Прибыли стали бы содержательно сопоставимыми в том случае, если к прибыли первого года прибавить понесенные потери от экологических нарушений, так как

производство первого года оплатило природе экологический долг прошлых поколений.

Аналогичная картина наблюдается и на макроуровне. Экономика, неся потери из-за загрязнения окружающей среды, оплачивает проценты по чужим долгам, которые никак не характеризуют производство данного периода и не должны учитываться при оценке эффективности экономики данного периода. Для этого, как нам представляется, надо к полученному по третьему варианту исчисления национальному доходу прибавить эти проценты и возвращаемую часть чужого долга. В итоге получаем вариант, объединяющий первый и третий варианты.

Такая модификация национального дохода становится более понятной при рассмотрении в динамике операций прибавления потерь от прошлых экологических нарушений одновременно с вычитанием потерь, наносимых данным периодом будущим поколениям.

Вычитание будущих потерь из национального дохода, понимаемое как финансовое покрытие долга будущим поколениям, может рассматриваться как внесение соответствующих средств в природный амортизационный фонд. Экономика в последующие периоды проводит природоохранные мероприятия, улучшающие состояние среды, т.е. возвращает экологический долг и тем самым несет потери (кроме уплаты процентов по долгам природе, сделанным прошлыми поколениями), которые должны компенсироваться за счет природного амортизационного фонда.

Это означает, что фактически доход этого периода равен полученному национальному доходу, плюс возмещение его недополученной части из-за отвлечения средств на природоохранные мероприятия за счет природного амортизационного фонда, минус потери будущих поколений из-за экологических нарушений данного периода (т.е. взносы в фонд данного периода).

Таким образом, прибавление к национальному доходу претерпеваемых потерь из-за экологических нарушений объясняет, куда идут средства, вычитаемые из национального дохода в прошлом периоде как наносимые потери. Такой динамический процесс уплаты своего экологического долга и получения экологических долгов с прошлых поколений на макроэкономическом уровне (и в отношениях между поколениями) реализует принцип — платит тот, кто загрязняет.

Глава 3: ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

3.1. Природоохранные затраты

Различные экологические нарушения вызывают в экономике дополнительные затраты. Дополнительными они являются по отношению к ситуации, если бы способность природной среды к самовосстановлению была достаточна для того, чтобы справиться с негативными последствиями этих экологических нарушений. Эти дополнительные затраты связаны с необходимостью развития таких видов экономической деятельности, которые защищают общество от негативных эффектов производства и потребления и включают расходы на лечение населения, нейтрализацию, ликвидацию и уничтожение производственных отходов, предупреждение воздействия на общество загрязненной окружающей среды и др. Такие затраты возникают с переходом окружающей природной среды из разряда свободных ресурсов в разряд редких ресурсов. В отечественной литературе эти затраты называются экологическими издержками. В зарубежной литературе их называют издержками, связанными с защитой окружающей среды (environmental defence expenditures).

Экологические издержки разделяются на две части — природоохранные затраты и экономический ущерб от экологических нарушений (Гофман, Гусев, 1981). Первая часть — затраты на предупреждение с помощью природоохранных мероприятий экологических нарушений, в частности, на предупреждение загрязнения окружающей среды посредством противозагрязняющих мероприятий (pollution control costs). К природоохранным затратам

относятся затраты на создание и эксплуатацию очистных и обезвреживающих сооружений, разработку и внедрение малоотходных технологий, организацию санитарно-защитных зон, систем контроля и управления уровнем загрязнения среды. В методологическом плане эта часть экологических издержек не вызывает разночтений, и их исследование в основном сводится к разработке методических вопросов оценки природоохранных затрат, их связи с экологическими требованиями и к поиску путей экономии этих затрат.

Вторая часть — экономический ущерб (environmental damage costs) — будет рассмотрена в следующем параграфе именно в методологическом аспекте.

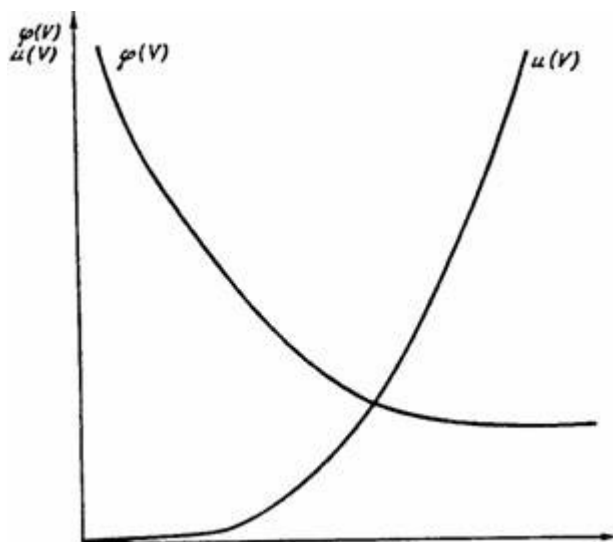


Рис. 4. Соотношение предельных природоохранных затрат и предельного экономического ущерба

Природоохранные затраты и экономический ущерб взаимосвязаны: чем выше природоохранные затраты, тем меньше наносимый ущерб; снижение природоохранных затрат вызывает рост экономического ущерба. В общем случае общество заинтересовано в снижении суммы природоохранных затрат и экономического ущерба, т.е. всех экологических издержек. Эту задачу принято рассматривать в терминах анализа предельных оценок. При анализе предельных природоохранных затрат и предельного экономического ущерба определяются оптимальные параметры природоохранной деятельности. На рис. 4 функция предельных природоохранных затрат обозначена φ , а функция предельного экономического ущерба от загрязнения окружающей среды — u , V — количество выбросов. Пересечение кривых определяет экономический оптимум загрязнения.

Однако, несмотря на простоту общей схемы предельного анализа, для ее практической реализации необходимо решение трудоемкой задачи численного определения функции природоохранных затрат.

Осуществление природоохранных затрат направлено на обезвреживание производственных отходов и снижение образования отходов путем внедрения малоотходных технологий. Рассмотрим, от чего зависят затраты на очистку.

Пусть функция $\varphi(c)$ характеризует средства, необходимые для снижения концентрации загрязнителей с до уровня c — Δc . Технология процесса обезвреживания отходов такова, что наибольшие затраты требуются при ликвидации загрязнителей в малоконцентрированных растворах, а начиная с некоторой критической концентрации затраты стабилизируются (рис. 5).

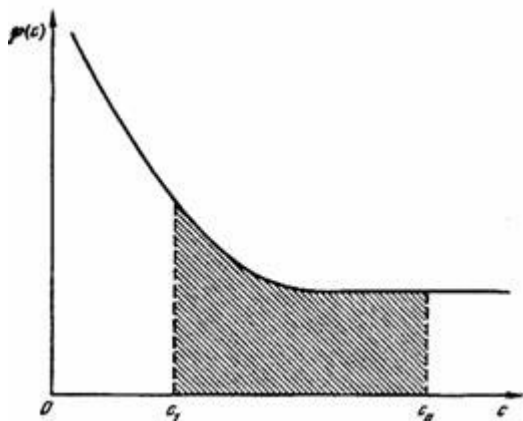


Рис. 5. Зависимость затрат на обезвреживание отходов от концентрации вредных веществ

Определение функции предельных затрат $\varphi(c)$ является промежуточным этапом на пути учета всех расходов, необходимых для проведения обезвреживания стоков от уровня фактической концентрации загрязнителя, c_0 , до уровня требуемой концентрации, c_1 . В общем случае совокупные затраты на очистку единицы объема обрабатываемых стоков могут быть вычислены

по формуле $S = \int_{c_1}^{c_0} \varphi(c) dc$. Такая постановка задачи определения функции затрат на очистку стоков целесообразна в случаях изменения как конечной, так и начальной концентраций загрязнителей в сточных водах.

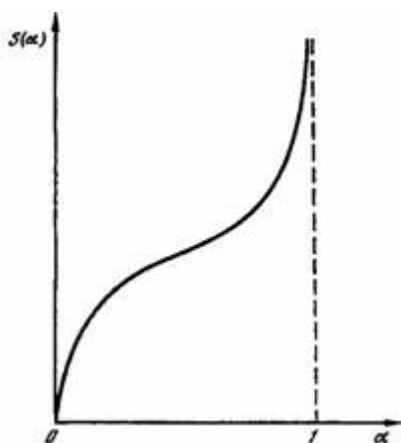


Рис. 6. Затраты на обезвреживание отходов в зависимости от степени очистки

В некоторых работах затраты на очистку стоков определяются в зависимости от степени очистки a (рис. 6).

Отметим, что зависимость затрат от абсолютных значений начальной и конечной концентраций загрязнителей в стоке объективна, поэтому для точного описания функции затрат она должна быть учтена при любой форме записи этой функции. Иногда функцию затрат строят только для заданной начальной концентрации. Изменения в технологии производства, ведущие к снижению c_0 , но даже не затрагивающие технологии процессов очистки, приводят к необходимости пересчета исходных параметров функции $S(a)$. В отличие от этого, предложенная нами функция затрат на очистку $S(c)$ является универсальной, поскольку позволяет непосредственно определить величину затрат при любых значениях c_0 и c_2 .

Исследование экономической информации о процессах очистки позволило нам прийти к выводу о возможности кусочно-линейного представления функции затрат на очистку, зависящей от конечной концентрации, при заданной начальной. Причем для адекватного описания исследуемой функции достаточно представление ее в виде двух линейных ветвей (иногда трех).

Себестоимость очистки 1 м³ сточных вод изменяется в широком диапазоне в зависимости от применяемого при этом метода. Наиболее дорогими являются физико-химические, химические, биохимические, а самыми дешевыми — механические методы. Например, технологические схемы очистки и доочистки сточных вод: фильтрование на песчаных фильтрах, на барабанных сетках, коагуляция, хлорирование, адсорбция активными углями, отстаивание, флотация. Естественно ожидать, что себестоимость очистки выше в таких отраслях, очищающих стоки физико-химическим, химическим, биологическим методами, как газодобывающая, химическая, нефтеперерабатывающая.

При использовании различных методов встает задача поиска их оптимальной комбинации, минимизирующей общие затраты. Если рассматривается ситуация, характеризующаяся возможностью использования трех методов очистки с разными функциями затрат, то очевидно, что программа очистных мероприятий будет определяться функцией затрат, охватывающей все кривые снизу.

Для формирования коэффициентов природоохранных затрат необходима информация об объемах сточных вод, обезвреживаемых каждым методом. Себестоимость очистки 1 м³ сточных вод меняется также в зависимости от производительности очистных сооружений.

Существенное влияние на величину затрат на очистку производственных сточных вод оказывают местные условия, определяющие конечную концентрацию.

В структуре затрат на очистку наиболее существенными элементами являются: трудовые затраты; расход реагентов, электроэнергии; амортизационные отчисления.

При выборе обследуемых предприятий для оценки природоохранных затрат целесообразно рассматривать предприятия, на которых очистные сооружения выведены в отдельный цех. Показатели цехового учета дадут ценную технико-экономическую информацию о процессах очистки. Однако на большинстве промышленных предприятий очистные сооружения объединены в один цех с системой водоснабжения, что требует специального разделения затрат. Надо отметить также, что учет затрат на предприятиях, даже с отдельно выделенным цехом очистных сооружений, неполон и не дает представления не только о калькуляции себестоимости, но и об общей ее величине.

В настоящее время основной формой статистической отчетности по очистным мероприятиям служат паспорта очистных сооружений, где, кроме стоимостных показателей процессов обезвреживания сточных вод, указываются направления стоков для дальнейшей очистки. Необходимость этих данных объясняется тем, что коэффициенты затрат должны отражать все этапы обработки сточных вод как на очистных сооружениях предприятия, так и при последующей обработке.

При обследовании цехов очистных сооружений ряда промышленных предприятий обнаружилось, что в тех немногих случаях, когда имеются данные о себестоимости очистки 1 м³ стоков, ее калькуляция не произведена. Затраты на очистку включаются в себестоимость продукции отрасли.

Определенные по фактическим данным затраты на очистку отражают природоохранные мероприятия, в большинстве случаев не обеспечивающие соблюдения стандартов качества окружающей среды. Поэтому необходимо определение затрат на обезвреживание отходов, которые соответствуют соблюдению санитарных норм спуска сточных вод в водоем.

Фондоемкость природоохранных мероприятий зависит от большого числа факторов, главные из которых следующие: сложность методов очистки сточных вод, применяемых в отрасли, соотношение мелких и крупных предприятий, степень очистки. Например, в России низкая фондоемкость очистных сооружений целлюлозно-бумажной промышленности объясняется неудовлетворительной степенью очистки и преобладанием в этой отрасли крупных предприятий с большим объемом стоков.

В общей сумме основных производственных фондов деятельности по очистке сточных вод здания и сооружения составляют 90—95%, машины и оборудование — 5-10%. Отличительной особенностью деятельности по очистке сточных вод является необходимость для ее осуществления мощных и дорогостоящих очистных сооружений и оборудования. Если в

настоящее время доля очистных сооружений и оборудования составляет в каждой отрасли менее 10-12% ее основных фондов, то для увеличения глубины очистки эта доля должна быть вдвое больше.

Мы не рассматривали еще многоцелевые мероприятия — когда вместе с природоохранной целью достигается цель повышения эффективности основных производственных процессов — например, переход на более совершенные малоотходные технологии. Кроме того, сама природоохранная деятельность может производить полезный продукт. Приведем пример (Гофман, 1977, с. 183): производство серной кислоты за счет утилизации сернистого ангидрида отходящих газов предприятий цветной металлургии обходится на 30% дешевле, чем на предприятиях химической промышленности, и, кроме того, снижается загрязнение атмосферы сернистым ангидридом. Возникающая при этом задача отнесения затрат на производство серной кислоты или на природоохранную деятельность может быть решена с помощью условного приема вычленения издержек предотвращения загрязнения из общих производственных издержек (так же, как при распределении затрат между продуктами комплексной переработки сырья).

До сих пор мы предполагали, что задан уровень, до которого надо обезвреживать производственные отходы. Он должен соответствовать тому качеству окружающей среды, которое мы хотим иметь. Это качество связано с понятием вредности, экологической опасности загрязнения. График, показывающий, как живые организмы реагируют на загрязнение, имеет ярко выраженную зону нечувствительности и зону, соответствующую катастрофическим экологическим последствиям. Зона нечувствительности закреплена в показателях предельно допустимых концентраций (ПДК), которые отражают свойство живых организмов или материальных ценностей не реагировать до определенных пределов на загрязнение среды. Для воды ПДК устанавливаются по трем категориям качества, в зависимости от назначения водоемов: питьевого, рыбохозяйственного, рекреационного. Например, по взвешенным веществам ПДК для водных объектов по 1-й категории -20 мг/л, 2-й — 30 мг/л, 3-й — 80 мг/л.

Менее жесткие, чем ПДК, требования к состоянию окружающей среды характеризуют уровень загрязнения, который еще не вызывает необратимых, катастрофических процессов — критический уровень загрязнения (КУЗ). В большинстве регионов мы живем между ПДК (они повсеместно нарушаются) и КУЗ.

Проблема установления стандартов качества окружающей среды решается по-разному сторонниками рассмотренных выше четырех основных взглядов на взаимоотношение общества и природы. Техноцентристы придерживаются чисто экономических критериев, экологоцентристы — исключительно экологических. В связи с этим первые принимают концепцию экономического оптимума загрязнения, вторые — ставят задачу ужесточения экологических стандартов, вплоть до стандартов качества нетронутой природной среды, несмотря на масштабы необходимых для этого экономических средств.

Интерес представляет оценка экономической эффективности самих природоохранных мероприятий традиционным путем сопоставления затрат и результатов — природоохранных затрат и предотвращаемого благодаря им экономического ущерба от загрязнения. Такой анализ показывает, что затраты на охрану окружающей среды — это не вынужденное бесприбыльное отвлечение средств от основного производства, а эффективное их вложение, предотвращающее неизбежные убытки в будущем.

3.2. Экономический ущерб от экологических нарушений

Вторая составляющая экологических издержек — экономический ущерб от экологических нарушений — не имеет пока четкого определения не только в плане методов количественного измерения, но и на содержательном уровне. В отечественной литературе можно встретить отождествление понятий экономического ущерба, ущерба окружающей среде, экологического ущерба. Кроме того, каждое из этих понятий зачастую используется для обозначения всех экологических издержек.

Допускаемая в публикуемых работах путаница связана с тем, что у нас слишком мало

литературы, специально посвященной экономическому ущербу от экологических нарушений, в которой бы детально рассматривалось это понятие и давалось бы ему четкое определение. Многовариантность же его наименований возникла, как нам представляется, вследствие вольных переводов работ по экологической экономике. В англоязычной научной литературе распространенными терминами являются "environmental damage" (ущерб окружающей среде), "ecologic damage" (экологический ущерб). Однако там, где речь идет о каких-то денежных оценках воздействия нарушенной окружающей среды на экономику, всегда используется термин "cost" (цена, стоимость, затраты): "environment defensive cost", "control cost", "damage cost" (затраты на охрану окружающей среды, затраты на управление, стоимость ущерба).

Само слово "ущерб" все понимают одинаково: потеря, убыток, урон, и всегда нас интересует объект нанесения ущерба — кто терпит эти потери, убытки. Поэтому мы однозначно понимаем под ущербом окружающей природной среде те потери, которые несет именно окружающая природная среда. Если повреждена экосистема леса, то общий ущерб, нанесенный окружающей природной среде, в этом случае складывается из погибших деревьев, погубленных диких зверей, из прекратившегося пения птиц и т.д. Одна часть этих потерь окажется и потерей для экономики — она будет иметь денежную оценку и состоять из оценки древесины, грибов, ягод и т.п., т.е. тех элементов разрушенной экосистемы, которые представляют интерес для хозяйственной деятельности. Другая часть ущерба окружающей среде может не иметь негативных последствий для экономики либо экономические потери будут незначительными в сравнении с уроном, нанесенным среде, например, разрушение природного объекта, не входящего в используемую обществом часть природных благ.

И наоборот, возможна ситуация, когда воздействие на окружающую среду существенно не нарушит экологического равновесия, но нанесет значительный ущерб экономике, например, когда это воздействие снизит эстетическую ценность территории, вследствие чего значительно упадет рекреационная оценка местности.

Уже этих примеров достаточно, чтобы увидеть необходимость разграничения ущерба окружающей природной среде и ущерба экономике. Иногда говорят о денежной оценке ущерба окружающей природной среде. Поскольку денежная оценка подразумевает экономическое использование ресурса, то денежная оценка ущерба среде есть не что иное как ущерб экономике в денежном выражении.

Ущерб экономике от экологических нарушений, или, иначе говоря, экономический ущерб от экологических нарушений, может измеряться как в натуральных показателях, так и в стоимостных (об этом подробнее будет сказано ниже). Ущерб окружающей природной среде, или, иначе говоря, экологический ущерб, измеряется в натуральных, физических единицах. В главе 2 мы оперировали понятием экологического долга, который отражает ущерб окружающей среде, или экологический ущерб.

Наиболее полно категория экономического ущерба в отечественной литературе впервые была представлена в Методике (Временная типовая методика, 1986), однако, несмотря на четкое определение в ней экономического ущерба как денежной оценки отрицательного воздействия загрязнения и других нарушений природной среды на реципиентов, до сих пор наблюдаются попытки экономически оценить изменения свойств самой окружающей среды, а не воздействие этих измененных свойств на реципиентов. В Методике дополнительные затраты вследствие нарушений окружающей природной среды разделяются на два вида: затраты на предупреждение воздействия нарушенной среды на реципиентов и затраты, вызываемые воздействием на них нарушенной среды. Сумма этих затрат называется экономическим ущербом, причиняемым народному хозяйству экологическими нарушениями.

Затраты на предупреждение воздействия нарушенной среды на реципиентов возможны в тех случаях, когда существуют способы изоляции реципиентов от негативного воздействия на них нарушенной природной среды, например, разбавление сточных вод, водоподготовка, кондиционирование воздуха, возведение шумозащитных сооружений, сбор и захоронение отходов и др.

Если нарушенная среда все-таки воздействует на реципиентов, то неизбежно возникают затраты на компенсацию этого воздействия. К ним относятся: затраты на медицинское

обслуживание людей, заболевших вследствие негативного воздействия среды, затраты на компенсацию потерь продукции, затраты на дополнительные услуги коммунально-бытового хозяйства, затраты на компенсацию воздействия на основные фонды и др.

В редких случаях можно полностью изолировать реципиентов от негативного воздействия среды, поэтому обычно экономический ущерб складывается из двух названных видов затрат. Поскольку объектом воздействия нарушенной среды является территория в целом, то экономический ущерб складывается из ущербов, наносимых всем реципиентам. К основным реципиентам относятся: население, объекты жилищно-коммунального и бытового хозяйства, сельскохозяйственные угодья и животные, лесные ресурсы, основные фонды промышленности, рекреационные и лечебно-курортные объекты. Эти реципиенты испытывают следующие негативные последствия опасных процессов, определяющие натуральный ущерб: гибель людей и ухудшение состояния здоровья населения; снижение качества среды обитания; ухудшение качества и потери сельскохозяйственных, лесных, рекреационно-оздоровительных, водных ресурсов; ухудшение качества и потери основных фондов и объектов жилищно-коммунального хозяйства; ухудшение качества и снижение количества лесной, сельскохозяйственной и промышленной продукции. Натуральный ущерб получает экономическую оценку в виде дополнительных затрат или потерь.

Повышение уровня заболеваемости вызывает следующие дополнительные затраты и потери: на лечение и медицинское обслуживание населения, стоимость недополученной чистой продукции из-за снижения производительности труда и временной утраты трудоспособности, затраты на компенсацию потерь продукции, выплаты пособий по временной нетрудоспособности и др.

Экономический ущерб, причиняемый жилищно-коммунальному хозяйству, выражается в виде потерь от разрушений зданий и сооружений, затрат на инженерную защиту территорий, переселение людей на территории вне зоны действия опасных процессов, расчистку территории, вывоз обломков, новое строительство в безопасной зоне взамен разрушенных объектов, дополнительный ремонт зданий и сооружений, дренаж территории.

Сельскохозяйственная составляющая экономического ущерба определяется стоимостью теряемых сельскохозяйственных угодий, построек, поголовья скота, садов, потерей объемов продукции и прибыли от ее реализации.

Ущерб, определяемый потерями в рыбном и лесном хозяйствах, связан с объемами недополученной продукции и с разрушением объектов инфраструктуры.

Ущерб от потери месторождений полезных ископаемых определяется стоимостью их балансовых запасов и затратами, связанными с освоением новых месторождений.

При оценке ущерба городскому хозяйству (дороги, линии электропередач и связи, водопроводы и т.п.), а также магистральным нефтегазопроводам учитывается снижение стоимости основных фондов, ухудшение функционирования коммуникаций и наносимый ввиду этого ущерб населенным пунктам, для которых они предназначены, снижение прибыли ведомств, которым принадлежат коммуникации.

Ущерб, связанный с потерями промышленных предприятий, состоит из затрат на дополнительные ремонты, на демонтаж и транспортировку основных фондов на новое место, из стоимости теряемых основных фондов, из потерь, определяемых недополученной прибылью из-за простоя оборудования.

Здесь следует обратить внимание еще на одно обстоятельство, затрудняющее понимание термина "ущерб". В юридической литературе, отличающейся особой четкостью терминологии, существует понятие "убытки", включающее реальный ущерб (имущественный) и неполученные доходы (Гражданский кодекс РФ, статья 15). Если следовать этому определению, то используемый нами термин "экономический ущерб от экологических нарушений" надо было бы называть убытками. Все это подчеркивает неоднозначность понятия ущерба в сфере природопользования. В таких случаях требуется предварительная четкая договоренность специалистов по поводу содержательного значения вводимых понятий, которая, к сожалению, до сих пор не достигнута.

В зарубежной экономической литературе проблема оценки ущерба от экологических нарушений разрабатывается на базе более общего понятия "внешние эффекты" (externalities). Внешними эффектами названы последствия для благосостояния или упущенная выгода, которые не находят отражения в системе ценообразования или рынка. Примерами отрицательных внешних эффектов от работы производственных предприятий могут быть заторы на дорогах, загрязнение окружающей среды, что вызывает снижение благосостояния населения, проживающего в том же районе, и увеличивает издержки других предприятий. Положительные внешние эффекты возникают, например, при строительстве или расширении дорог для владельцев близлежащих ресторанов, поскольку при этом растет спрос на их услуги.

В нашей литературе внешние эффекты стали изучаться только применительно к загрязнению окружающей среды и, несмотря на сходство эколого-экономических проблем с проблемами потребления общественных благ, исследования ведутся изолированно, не опираясь на более общие методологические разработки.

Адекватная оценка реальных величин экономического ущерба от экологических нарушений необходима во всех сферах экономики: для оценки общей экономической эффективности, для отбора инвестиционных проектов всех видов, в том числе проектов природоохранного назначения, для внедрения рыночных методов хозяйствования, для реализации принципов экологического страхования и т.д.

Экономический ущерб от загрязнения окружающей среды — это категория, способная во многом изменить стиль отношения общества к природе. Общим принципом экономического поведения является сопоставление затрат и результатов хозяйственной деятельности. В случае отдельных мероприятий по охране окружающей среды под затратами понимаются средства, направляемые на природоохранные мероприятия, а под результатами — предотвращаемый экономический ущерб. В случае оценки общей эффективности всей хозяйственной деятельности в качестве одного из результатов (негативных) должен учитываться наносимый этой деятельностью экономический ущерб. Отсутствие надежных оценок экономического ущерба приводит к тому, что показатели экономического ущерба как результат хозяйствования вообще не учитываются и в связи с этим природопользование выпадает из общей схемы оценки эффективности любой экономической деятельности.

Представляется, что именно это обстоятельство тормозит реализацию многих мер, нацеленных на охрану окружающей среды. Например, экологическое страхование нуждается, во-первых, в точных оценках экономического ущерба в качестве методической базы проведения такого вида страхования и, во-вторых, во внедрении в практику самого принципа компенсации нарушителем экономического ущерба: если экономический ущерб от аварийного загрязнения не компенсируется либо компенсируется по заниженным ставкам, то идея экологического страхования становится непривлекательной.

3.3. Методы оценки экономического ущерба

Существуют два методологических подхода к определению экономического ущерба: прямой счет и косвенная оценка.

Первый подход заключается в определении экономического ущерба непосредственно для конкретного объекта исследования путем суммирования различных составляющих потерь, выраженных в денежной форме, на основе объективных методов их выявления. Различают три метода выявления составляющих ущерба: контрольных районов, аналитических зависимостей и комбинированный.

Метод контрольных районов применим при возможности элиминирования влияния всех факторов, не относящихся к исследуемому виду экологического воздействия. В основу метода положена гипотеза, согласно которой показатели состояния реципиентов, непосредственно определяющие величину экономического ущерба, в исследуемом и контрольных районах зависят только от степени воздействия загрязнения. Выбор контрольного района осуществляется таким образом, чтобы показатели состояния реципиентов в нем (например, половозрастной состав

населения, уровень медицинского обслуживания, качество окружающей природной среды, структура и масштабы хозяйства и т.д.) были равными или близкими по значению с аналогичными показателями в исследуемом районе. Поскольку трудно элиминировать влияние всех социальных, экономических, экологических факторов, в широком диапазоне различающихся по регионам, то метод контрольных районов до сих пор остается нереализованным.

Однако перечисленные трудности поиска контрольного района могут быть устранены при реализации метода путем машинных экспериментов.

При эмпирической реализации метода контрольных районов влияние загрязнения на экономику рассматривается как "черный ящик" — мы не знаем, как влияет загрязнение, но последствия его можем определить при сравнении с контрольным районом. В связи с этим машинная имитация метода контрольных районов потребует раскрытия структуры и механизма функционирования этого "черного ящика" путем моделирования всей сложной системы взаимодействия регионального хозяйства и окружающей среды.

Реальная схема формирования экономического ущерба под воздействием загрязнения следующая: сначала загрязнение воздействует на окружающую среду и изменяет параметры ее состояния, затем уже измененная среда воздействует на реципиентов, что и приводит к экономическим потерям. Отсюда видно, что связь между загрязнением и экономическим ущербом от загрязнения опосредствуется воздействием загрязнения на окружающую среду. Следовательно, чтобы представить в модели этот процесс формирования экономического ущерба, в ней должно быть два встречных канала взаимодействия: во-первых, зависимость параметров окружающей среды от экономической деятельности и, во-вторых, зависимость результатов экономической деятельности от состояния окружающей среды. Этой схеме полностью соответствует логика построения эколого-экономической модели "Регион" (Гурман, 1990), которая была опробована впервые на информации по Байкальскому региону и сейчас разрабатывается для Переславского региона (Гурман, Кульбака, Рюмина, 1999).

В сравнении с методом прямого счета экономического ущерба по реципиентным методикам метод контрольных районов исключает повторный счет составляющих экономического ущерба, так как он отслеживает общее, результирующее изменение чистого дохода региона. Сохранению этого преимущества метода контрольных районов при использовании эколого-экономической модели способствует детальное описание в ней межотраслевых взаимодействий. Без использования модели межотраслевого баланса потери (например, недополученная продукция из-за повышенной заболеваемости) в регионе будут суммироваться по всей цепочке промежуточной продукции, что приведет к многократному учету одних и тех же потерь.

Зависимость экономических потерь от параметров окружающей среды не столь однозначна, как обратная зависимость состояния окружающей среды от экономической деятельности. Экономические потери зависят от принимаемого варианта компенсации или предотвращения воздействия загрязненной среды на реципиентов.

Одним из методических принципов оценки экономического ущерба является ориентация на вариант компенсации или предотвращения ущерба, требующий минимальных затрат. Например, если рассматривается вариант строительства какого-то производственного объекта в другом районе взамен вышедшего из строя вследствие загрязнения среды, то суммарные затраты на это строительство и производство предполагаются меньшими, чем оценка потерь продукции. Здесь следует подчеркнуть, что нельзя в ущерб включать и потери продукции, и затраты на ее возмещение или на восстановление окружающей среды. В связи с тем, что в общем случае неизвестно, что стоит меньше — потери или возмещение, еще одним преимуществом эколого-экономической модели "Регион" является возможность ее построения в разных постановках: например, в одном случае под ущербом можно понимать ухудшение всех показателей без восстановления среды, в другом — затраты на восстановление среды во избежание потерь от экологических нарушений.

Очевидно, что построение подробной эколого-экономической модели регионов для оценки экономического ущерба — чрезвычайно сложная в научном плане и трудоемкая работа. Однако есть возможность построить ее для одного района и, используя метод аналитических зависимостей для оценки экономического ущерба, распространить полученные результаты на другие регионы.

Метод аналитических зависимостей основан на статистической обработке фактических данных о влиянии различных факторов на изучаемый показатель состояния реципиента. В результате получают уравнения регрессии, характеризующие закон изменения исследуемого признака в зависимости от значения влияющего фактора. Метод аналитических зависимостей связан с необходимостью сбора и обработки большого массива исходной информации. На основе машинных имитаций по одному району, закладывая разные объемы загрязнения, можно статистически вывести зависимость ущерба от основных характеристик региона (валового выпуска продукции, численности населения и др.). Таким образом, информационные трудности могут быть преодолены путем искусственной генерации статистических данных на базе эколого-экономической модели "Регион".

Методы контрольных районов и аналитических зависимостей значительно проще могут быть реализованы для отдельных составляющих экономического ущерба. Например, для таких составляющих как повреждение зданий и сооружений под воздействием опасных процессов. Если известен срок службы определенного типа зданий и сооружений в регионах, не подверженных воздействиям опасных природных процессов (в контрольных районах), то сокращение этого срока, например, в условиях подтопления, является характеристикой экономического ущерба. Либо могут быть построены аналитические зависимости степени деформации здания от показателей уровня грунтовых вод и исходных параметров самого здания.

Комбинированный метод основан на сочетании методов контрольных районов и аналитических зависимостей и используется в случаях, когда ни один из двух методов не может быть реализован четко и полностью для всех составляющих экономического ущерба. Разные составляющие экономического ущерба могут при этом оцениваться разными методами в зависимости от имеющейся информации.

Косвенный подход к оценке экономического ущерба основан на принципе перенесения на конкретный исследуемый объект общих закономерностей и предполагает использование системы нормативных показателей, фиксирующих зависимость негативных последствий от основных ущербобразующих факторов. В связи с этим метод более применим к негативным процессам, имеющим массовый характер. Упомянутая выше Временная типовая методика (1986) реализует косвенный подход к оценке экономического ущерба от загрязнения окружающей среды.

Во Временной типовой методике 1986 г. представлены процедуры расчета ущерба от загрязнения атмосферы, водоемов и акустической среды. В настоящее время на ее основе в Госкомэкологии РФ подготовлена "Методика определения предотвращаемого экологического ущерба по отдельным видам природных сред и основным направлениям деятельности территориальных природоохранных органов" (1998, проект). К исследуемым природным средам здесь уже отнесены атмосферный воздух, водные ресурсы, почвы и земельные ресурсы, биоресурсы. Рассматриваются основные этапы расчета ущерба по каждому из этих элементов биосферы. Поскольку предотвращаемый ущерб представляет собой разность между ущербом при отсутствии проводимых природоохранных мероприятий и ущербом, уменьшенным благодаря реализации этих мероприятий, то основным звеном при расчете предотвращаемого ущерба является процедура определения абсолютной величины ущерба для любой ситуации (с учетом и без учета природоохранных мероприятий).

Рассмотрим подробнее схему оценки экономического ущерба от загрязнения, представленную в этих методиках на примере загрязнения водных объектов.

Основным этапом расчета экономического ущерба от загрязнения является определение введенного в Методике показателя условной нагрузки на реципиентов, создаваемой каждым источником загрязнения. В Методике предлагается следующая формула для расчета условной (приведенной) нагрузки на реципиентов от загрязнения водных объектов:

$$M_k = \sigma_k \sum_i A_i m_i,$$

где M_k — показатель условной нагрузки загрязнения на реципиентов в k -м водохозяйственном участке, т.у.н./год (тонны условной нагрузки); σ_k — безразмерная константа, определяющая сравнительную вредность загрязнения водных ресурсов по различным водохозяйственным участкам; A_i — показатели относительной эколого-экономической вредности

загрязняющих веществ i -го вида, т.у.н./т, рассчитываются по формуле: $A_i = 1/\text{ПДК}_{\text{p/xi}} \cdot \text{ПДК}_{\text{p/xi}}$ — предельно допустимая концентрация i -го вещества в водных объектах, используемых для рыбохозяйственных целей; m_i — среднегодовая масса загрязнителей i -го вида, т/год, поступающих в водный объект от источника загрязнения.

Каждая составляющая показателя ущерба выполняет определенную функцию. В частности, показатели σ_k должны отражать внешние условия воздействия источников загрязнения на среду. Такими условиями являются: фоновая загрязненность среды и концентрация как источников загрязнения, так и реципиентов. Ясно, что ущерб существенно зависит от этих факторов, а их адекватный учет способствовал бы улучшению размещения производства в экологическом аспекте.

Однако в Методике разброс σ_k по регионам незначительный — большинство участков РФ попадает в диапазон изменения этого показателя от 0,5 до 2,6, а европейские регионы почти все имеют одно значение показателя — 2,6. Такие показатели больше отражают различия регионов по фоновой загрязненности, но не по концентрации и характеру реципиентов. Последнее скорее зависит от внутрирегиональных факторов: происходит ли загрязнение в пределах городской черты либо вне города. В городах ущерб от загрязненных водных объектов увеличивается за счет затрат на водоподготовку забираемой из источника воды на нужды городского и промышленного водоснабжения (промышленность, в основном, размещена в городах), а также за счет рекреационной составляющей ущерба. В связи с этим представляется целесообразным ввести дополнительный коэффициент внутрирегиональной дифференциации для загрязнения водных объектов: $\pi = 2$ внутри города и 1 — за городской чертой.

Теперь можно оценить и экономический ущерб от сброса загрязняющих веществ в водоем в расчете на единицу продукции:

$$Y_k = \gamma M_k,$$

где константа γ , согласно варианту Методики (Моткин, 1996), принимается равной 9 у.е., что представляется заниженным. Так, например, по имеющейся информации о претензиях, предъявляемых виновникам разливов нефти, ущерб оценивается в 3000 у.е. за тонну нефти; в расчете на тонну условной нагрузки эта величина составит 150 у.е./т.у.н. Ее можно и взять в качестве ориентира для оценки γ .

В практической работе при расчете всех характеристик источника загрязнения оперируют реальными тоннами, а не условными, поэтому и константы ущерба в единицах измерения — у.е./т для каждого вредного вещества имели бы более понятный смысл. К тому же психологически более сильное воздействие имеют большие по значению оценки ущерба, а такие получаются при расчетах на физическую тонну, а не на условную, как в примере с разливами нефти, 3000 у.е. за тонну и 150 у.е. за условную тонну. Для ингредиентов, ПДК для которых больше единицы, конечно, соотношение будет обратное, но таких вредных веществ значительно меньше. Эта модификация не усложнит расчетов, наоборот, показателей станет меньше:

$$Y_i^k = \sigma^k \gamma_i m_i.$$

Здесь относительная опасность загрязняющих веществ будет учитываться в коэффициентах γ_i . Методически такой переход не усложнит расчетов: вместо таблицы показателей A_i будет таблица рассчитанных с их учетом коэффициентов γ_i .

3.4. Оценка экономического ущерба через категорию риска

При апостериорной оценке экономического ущерба от уже произошедших экологических нарушений главная задача заключается в учете всех составляющих ущерба и в точной оценке как полной стоимости объекта, подвергшегося негативному воздействию, так и его доли, составившей потери.

С несравнимо большими трудностями сопряжена задача априорной оценки экономического ущерба. В этих случаях необходимы различные методы оценки ущербов от перманентных экологических нарушений (например, загрязнение среды постоянно действующими источниками загрязнения) и от случайных опасных процессов природного или техногенного характера (наводнения, аварийные выбросы вредных веществ и др.). В последнем случае экологическое нарушение рассматривается как вероятностный процесс.

Под экономическим ущербом от опасных природных и техноприродных процессов понимается денежная оценка последствий их отрицательных воздействий на реципиентов. В связи с недостаточной изученностью этих воздействий и невозможностью денежной оценки некоторых социальных последствий использование показателей экономического ущерба должно сопровождаться неформальным анализом как степени неизученности процессов, так и конкретных социальных последствий. В то же время многие социальные последствия носят социально-экономический характер и имеют денежную оценку.

Напомним схему формирования ущерба от любых экологических нарушений. Негативное воздействие со стороны хозяйственной деятельности или природных катаклизмов, в первую очередь, меняет состояние окружающей природной среды, т.е. изменяет ее параметры. На эти изменения реагируют реципиенты. Такие реакции реципиентов формируют новые параметры их состояния.

Чтобы процедура оценки ущерба отражала всю представленную цепочку причинно-следственных связей, первым звеном которой является экологическое нарушение, а последним — экономический ущерб, предлагается рассматривать ущерб как функцию от следующих величин: 1) от степени опасности (интенсивности) процесса и 2) от степени уязвимости территории или объекта, на которые воздействует процесс, т.е. от реакции территории (объекта) на опасное воздействие.

Такой подход отвечает определению риска, которое используется в строительстве при оценке ущерба от опасных техноприродных процессов (Рагозин, 1995).

Степень опасности, в свою очередь, зависит от вероятности опасности и ее интенсивности, определяемой особенностями территории.

Уязвимость — это повреждаемая часть объекта. При этом риск (?) определяется как вероятностная мера опасности, установленная для определенного объекта в виде возможных потерь за определенное время:

$$R = P(H)P(F/H),$$

где $P(H)$ — вероятность опасности (здесь полагаем, что опасность характеризуется всегда одной интенсивностью); $P(F/H)$ — вероятность повреждения объекта (уязвимость) при реализации опасности (условная вероятность).

Поскольку опасный процесс даже при одинаковой вероятности его наступления может характеризоваться разной интенсивностью в зависимости от специфики местности, то наносимый ущерб (Y) рассчитывается по формуле:

$$Y_1(H) = P(H)V_m(H)V_1(H)D_1,$$

или

$$Y_1(H) = R_1D_1,$$

где $V_m(H)$ — интенсивность опасности для данной местности; $V_1(H)$ — степень уязвимости (вероятность разрушения) 1-го объекта; D_1 — балансовая стоимость 1-го объекта.

Уязвимость характеризуется величиной потерь, вызванных в течение фиксированного времени воздействием опасного процесса определенной интенсивности на территорию или объект. Уязвимость является наиболее существенной компонентой риска, оказывающей влияние на его снижение, поскольку управление, в основном, ограничивается в настоящее время инженерной защитой объектов и не распространяется на управление самими опасными процессами. Таким образом, проблемы управления риском сводятся к управлению уязвимостью

территорий (объектов) при воздействии опасных процессов.

Оценка уязвимости реципиентов вытекает из предположения о возможности частичного их повреждения в результате опасного процесса. Для сельскохозяйственных угодий это означает не полное их выбытие из использования, а снижение продуктивности, для строительных объектов — не полное разрушение, а возможность восстановления, и т.д.

Уязвимость территории должна оцениваться как в целом по территории, так и в разрезе отдельных ее районов. В существующих методиках вопрос отражения специфики территорий, например, при загрязнении водных объектов либо вообще остается без внимания, либо выделяются лишь бассейны крупных рек, которые необоснованно принимаются однородными, несмотря на огромные размеры территорий и наличие разных по реакции на загрязнение водных объектов. Этот этап оценки экономического ущерба требует моделирования гидрологических процессов трансформации загрязнителей либо других соответствующих характеру экологических нарушений природных процессов.

Уязвимость реципиентов (объектов) может оцениваться по типам реципиентов, что делает методику универсальной и удобной в использовании. Для этого, прежде всего, необходимо выявить полный перечень реципиентов затопления в наиболее дробной их классификации на каждом участке подвергаемых воздействию площадей. Основными реципиентами обычно являются: сельское хозяйство, лесное хозяйство, коммунально-бытовое хозяйство. Общая схема анализа, оценки и управления риском от наводнений следующая:

1. выявление и прогноз опасных процессов, их интенсивности, повторяемости, площади воздействия;
2. районирование территории: а) по показателям опасности, б) по видам хозяйственного использования; в) по численности населения.
3. оценка уязвимости объектов;
4. прогноз развития вторичных синэргетических опасностей;
5. картографирование рисков;
6. установление допустимых уровней рисков и принятие решений по управлению риском.

Оценка степени опасности процессов и уязвимости территорий и объектов осуществляется на основе экспериментальных и теоретических исследований и с учетом банков данных по уязвимости территорий и объектов во время прошлых событий.

Таким образом, для априорной оценки экономического ущерба от случайных процессов следует оценить две вероятностные характеристики: степень опасности (интенсивности) и уязвимость объекта опасности. Последовательная оценка опасности, зависящая от природных и техногенных условий, и уязвимости объекта опасности дает возможность оценить риск от негативных процессов и далее использовать уже разработанный и используемый во многих сферах экономики аппарат управления рисковыми ситуациями с целью снижения экономического ущерба от экологических нарушений.

На практике представленная процедура оценки экономического ущерба через категорию риска рассмотрена нами для одного из опасных природных процессов — наводнения.

Адекватная оценка реальных величин экономического ущерба необходима во всех сферах экономики: для оценки общей экономической эффективности региональной экономики, для отбора инвестиционных проектов всех видов, в том числе проектов природоохранного назначения, для внедрения рыночных методов хозяйствования, для реализации принципов экологического страхования и т.д.

Специфика оценки экономической эффективности защитных мероприятий и сооружений определяется особым характером результата их проведения и функционирования. Эти сооружения предназначены для предотвращения или уменьшения ущерба, вызываемого опасными Процессами. В связи с этим Методические рекомендации (1994 г.) требуют дополнения их рекомендациями по оценке предотвращаемого ущерба. Поскольку эффективность защитных мероприятий и сооружений определяется как экономическая эффективность, что указывает 1 на

учет интересов региона, то и экономический ущерб от воздействия опасных процессов должен оцениваться в масштабе региона. Ущерб, наносимый отдельным реципиентам, суммируется по всем учитываемым в данном регионе реципиентам негативного воздействия, что требует особого внимания для исключения повторного счета.

Результаты защитных мероприятий, зависящие от неопределенности ситуации, оцениваются с учетом вероятности опасных процессов, что составляет вторую особенность оценки эффективности защитных мероприятий при отборе инвестиционных проектов.

3.5. Приемлемый экономический риск, связанный с опасными природно-техногенными процессами

Риск как вероятность появления неблагоприятного события можно классифицировать по разным признакам: по источникам возникновения риска и по характеру вызванных риском последствий. Источниками риска могут быть геологические процессы, сейсмические явления, финансовая нестабильность, технические новшества, наконец, политические события. В соответствии с этими источниками риск называют геологическим, сейсмическим, финансовым, инновационным, политическим. Могут быть и другие источники риска.

Каждый из этих видов риска может иметь различные последствия. Геологические, сейсмические, экологические риски сопряжены как с людскими потерями, так и потерями экономическими, материальными. Финансовые, инновационные риски, пожалуй, только с экономическими потерями, имеющими денежное измерение. Политические риски, кроме экономического выражения, могут иметь еще и социальные (моральные) последствия. По этому признаку риски называют индивидуальными, которые измеряются людскими потерями; экономическими, измеряемыми в денежных единицах; инженерными, измеряемыми числом разрушенных зданий, экологическими, измеряемыми, например, площадью разлива нефти, и др.

Если объединить два рассмотренных классификационных признака, то возникают такие термины как, например, индивидуальный сейсмический риск, инженерный сейсмический риск, экономический сейсмический риск. Отметим, что последний термин допускает двусмысленное его толкование: экономический риск можно понимать как риск, вызванный нестабильностью в экономике, и как любой (по источникам возникновения) риск, измеренный денежными единицами.

В любой науке часто используют термины, буквально не означающие того понятия, которое им приписывается по общей договоренности. Иногда такие ситуации приносят значительный вред. Например, идея устойчивого развития у нас дискредитирована именно из-за неудачной терминологии: для специалистов, занимающихся именно этой проблемой, большого значения не имеет точность ее названия, далекие же от проблемы специалисты восприняли ее именно исходя из неточного перевода и в своих исследованиях придали устойчивому развитию смысл, отличный от истинного.

Для того чтобы не возникало необходимости объяснять, что означают определяющие риск слова — источник риска или его последствия, авторы, более тщательно относящиеся к терминам, источники риска называют факторами риска и используют выражения "сейсмические факторы риска", "финансовые, политические, экономические факторы риска" и т.д. Одна из возможных классификаций факторов риска разработана в монографии (Кофф и др., 1997). Реципиентов риска называют элементами риска, основные из которых — население, здания, инфраструктура, экосистемы и др. С опасными природно-техногенными процессами связаны, в основном, три вида элементов риска, которые отражаются в терминах "индивидуальный, экономический и экологический риски".

Если рассматривать вопрос приемлемости риска, то критерии приемлемости, как нам представляется, должны быть принципиально различными для индивидуального, экономического и экологического рисков.

Несмотря на то, что за рубежом вероятностный анализ риска возникновения техногенных аварий проводится уже свыше двадцати лет, в нашей стране переход к этому начался только после

аварии на Чернобыльской АЭС. До этого декларировалась концепция абсолютной безопасности. На опасных технических объектах реализовывались средства предотвращения аварий, однако аварии все-таки случались, и для таких случаев оказывались неразработанными меры ликвидации и снижения последствий. Одной из первых работ по приемлемому риску на предприятиях ядерной промышленности стала статья Н. Бабаева и И. Кузьмина (1989). Представляется особо важным для дальнейшего изучения проблемы следующее положение этой статьи: «Снижение риска ниже "индивидуального" и "социального" уровней должно происходить согласно экономическим законам. Иными словами, приемлемость любого более низкого уровня риска будет соответствовать социальным и экономическим возможностям общества» (с. 81).

Индивидуальный риск при этом устанавливается в долях процента от повседневного риска, а приемлемый риск может быть на столько ниже таким образом заданного индивидуального риска, на сколько позволяет состояние экономики.

Рассмотрим, как в дальнейших исследованиях трактовалась предложенная Н. Бабаевым и И. Кузьминым в 1989 г. категория приемлемого риска.

К сожалению, уже к 1992 г. появились работы по приемлемому риску, в которых проигнорирован начальный этап — задание требуемого индивидуального риска, который далее снижается до уровня приемлемого исходя из экономических возможностей. Так, в статье А. Кархова и Б. Максименко (1992) концепция приемлемого риска представлена в абсолютно иной интерпретации: если требуемый уровень риска достичь нельзя из-за экономических ограничений, то "состояние, которое в этих условиях может быть достигнуто, будем называть социально приемлемым (или просто приемлемым) риском" (с. 64). Таким образом, если ранее приемлемый риск был ниже требуемого, то теперь — выше. При этом авторы считают основной задачей определения приемлемого риска задачу эффективного использования экономических ресурсов.

Именно на этой задаче сосредоточились авторы большинства работ, не подчеркивая необходимости непревышения заданного индивидуального риска. В Методических указаниях (1996) приемлемый риск определяется так: "Риск эксплуатации промышленного объекта является приемлемым, если его величина настолько незначительна, что ради выгоды, получаемой от эксплуатации объекта, общество готово пойти на этот риск" (с. 3). Что значит "незначительная величина риска", остается нераскрытым.

Подобным образом проблема ставится и в работе, посвященной обоснованию приемлемого уровня сейсмического риска (Шахрамьян и др., 1999): «В процессе принятия управленческих решений на федеральном, региональном и местном уровнях необходимо "взвешивание" разных вариантов решений с учетом уровня риска, стоимости мероприятий по его уменьшению и выгоды. Решения, принятые с учетом всех этих факторов, можно считать экономически эффективными, а уровень риска, которому они соответствуют, приемлемым». И здесь не выделено условие обеспечения заданного уровня риска, формирующее допустимую область для поиска экономически выгодных решений. При предлагаемом подходе (при соответствующей его конкретной реализации), действительно, решение будет экономически эффективным, но и риск будет приемлемым экономическим, а не приемлемым индивидуальным риском. Такой риск можно назвать соответствующим оптимальному вложению ограниченных экономических средств, но отнюдь не приемлемым.

В этой же работе авторы указывают критерий эффективности затрат для снижения риска: $\min S/(P_0 - P)$, где S — относительная стоимость затрат на проведение сейсмостойких мероприятий (по сравнению с таким же зданием без усиления); P_0 — вероятность гибели человека в здании без усиления на сейсмическое воздействие; P — вероятность гибели человека в сейсмостойком здании.

Стратегия, выработанная в соответствии с этим критерием, предполагает первоочередное вложение средств в защитные мероприятия, требующие минимальных средств для спасения одного человека. Ограничением в этой задаче служат экономические средства. Очевидно, что величина риска, соответствующего оптимальной стратегии, всецело будет определяться величиной заданных экономических затрат. Если средств много, то риск может быть сведен к нулю, если мало, то он останется почти на начальном уровне. Связь с приемлемостью риска в этой задаче не прослеживается. Поэтому непонятно, как авторы пришли к выводу о том, что "значения

индивидуальных рисков для оптимальной стратегии находятся в пределах от 10^{-5} до 10^{-6} (с. 61).

Оптимизационная задача была бы оправдана в иной постановке: считая, что допустимый риск, например, равен 10^{-5} , определить минимально необходимые средства для его обеспечения.

К оптимизационным постановкам мы еще вернемся при рассмотрении приемлемого экономического (а не индивидуального) риска. Похоже, и авторы статьи воспользовались концепцией приемлемого риска, разработанной для рисков в экономике, которая не учитывает особенности ситуаций, связанных с людскими потерями.

Из анализа литературы, в первую очередь, следует вывод о неустоявшейся терминологии. Непонятно, например, чем отличается предельно допустимый риск от приемлемого в работе (Шахраманьян, 1999). На наш взгляд, тот риск, который исследуют авторы, в том числе и с помощью оптимизации, следовало бы назвать предельно достижимым (или минимально возможным) риском при заданных средствах и затем сравнить его с приемлемым, оценка которого в случае индивидуального риска должна лежать отнюдь не в области экономических ограничений. Такой чисто экономический подход можно применять в том случае, если речь идет о риске, связанном с опасными процессами планетарного масштаба: здесь, действительно, человечество имеет лишь один выход — эффективно использовать все имеющиеся средства для снижения риска. Когда же речь идет о локальном сейсмическом риске либо о риске, связанном с реализацией какого-то отдельного проекта, то приемлемый индивидуальный риск должен определяться иными, чем экономические, соображениями. Каждый проект осуществляется в интересах отдельного экономического агента (в том числе государства), при этом приемлемость индивидуального риска должна служить безоговорочным ограничением на деятельность этого агента, вытекающим из общественных неэкономических интересов. Для индивидуального и экологического рисков уровень приемлемого риска должен быть задан и играть ограничительную роль. В случае же экономического риска, который будет рассмотрен нами ниже, действительно, критерии приемлемого риска эндогенно формируются внутри экономической системы.

На внеэкономическую природу приемлемого экологического риска обращает внимание А.А. Быков (1998): "К сожалению, вопрос о желательном состоянии тех или иных природных объектов до настоящего времени отражает лишь характер социально-экономической и политической конъюнктуры. Для количественной оценки уровня безопасности по такому показателю, как состояние окружающей среды, нужно использовать только такие характеристики, которые не являются политическими или экономическими категориями. К таким количественным характеристикам можно отнести степень близости состояния экосистемы к границе ее устойчивости (к точке бифуркации), где будет потеряна предсказуемость изменений экосистемы в ответ на внешнее воздействие" (с. 119).

Роль этнокультурных особенностей страны в оценке допустимого риска рассмотрена в работах (Ващалова и др., 1997; Тарасов, 1996). Говоря о неэкономических интересах, мы имеем в виду нравственные, религиозные устои общества. В то же время эти неэкономические сферы жизнедеятельности, конечно же, в определенной мере зависят от экономики. В частности, в России из-за экономического кризиса все проблемы сведены к экономике, в том числе и проблемы нравственности. Отношение к человеческой жизни, к здоровью более внимательное в странах с высокими доходами, но и среди стран с наиболее развитой экономикой все-таки наблюдаются существенные этно-социальные особенности восприятия риска.

Индивидуальный сейсмический риск в работе (Шахраманьян и др., 1999) исследуется в зависимости от величины ВВП на душу населения. Эти зависимости представляются спорными, так как не учитывают различий стран не только по этно-социальным характеристикам, но и по степени сейсмической опасности. Они были бы более информативными, если бы страны были сгруппированы по степени сейсмической опасности.

В работе (Тарасов, 1996) приводятся данные об удельных показателях человеческих жертв в Японии, Англии, Германии, Франции и США, которые позволяют сделать вывод о наиболее осторожном отношении к риску в Японии. Автор выводит условный показатель приемлемого риска в зависимости от плотности населения, экономического ущерба от стихийных бедствий на единицу валового внутреннего продукта за ряд лет, риска неблагоприятных событий.

В той же работе приводится пример стран с низким уровнем экономического развития, в

которых, благодаря веками выработанной системе поведения в реальных рискованных условиях, уровень допустимого риска много ниже, чем в высоко развитых индустриальных странах.

Если мы строим дома и предприятия в сейсмоопасных районах, то какие наши экономические проблемы могут оправдать высокий индивидуальный риск? В таких случаях следует ориентироваться на оценки приемлемого индивидуального риска, принятые за рубежом и составляющие 10^{-5} - 10^{-7} . Обосновывают критерий приемлемого риска на Западе статистически оцененной "вероятностью гибели людей от добровольных и принудительных опасностей и болезней различного рода (игра в футбол, вождение автомобиля, курение, лейкемия, падение метеорита и др.)" (Елохин, Лебедева, 1997). У нас в стране существуют освоенные регионы, характеризующиеся значительно более высоким индивидуальным риском – 10^{-3} - 10^{-4} . Для таких регионов должны быть найдены средства на снижение риска либо путем проведения защитных мероприятий, либо для переселения проживающего населения. Ограниченность экономических средств здесь не абсолютна, как в случае риска для всей планеты, она отражает приоритеты, свойственные обществу при распределении ресурсов. И с точки зрения таких "перекошенных" приоритетов допускается высокий риск. Однако представляется, что задача оценки приемлемого риска не состоит в апологетике отраслевых решений, максимизирующих доход, невзирая на индивидуальный риск. Здесь хотелось бы привести один из концептуальных принципов определения приемлемого риска в статье (Шахрамьян и др., 1999): "Уровень приемлемого риска выбирается с учетом мнения общественности по восприятию этого риска" (с. 56). Это определение приемлемого риска полностью можно было бы поддержать, если бы его не сопровождали другие характеристики: "Уровень приемлемого риска выбирается с учетом материального благосостояния общества; при обосновании приемлемого риска возникает необходимость в проведении многокритериального анализа эффективности затрат" (там же).

Когда говорят о недостаточности экономических средств для обеспечения безопасности какого-то технического объекта, обычно схема рассуждений следующая. Опасный технический объект обязателен, а связанный с его функционированием индивидуальный риск доводится до приемлемого (в данном случае — минимально возможного) уровня исходя из экономических средств. Но если такой уровень риска высок, то почему бы не поставить вопрос о целесообразности самого объекта. Существуют варианты замены, перераспределения этого объекта, изменения структуры потребностей и т.д. вплоть до варианта, рассмотренного В. Фальцманом (1992): "если выясняется, что существующая экономическая система в принципе противоречит требованиям безопасности, возникает потребность в ее реформировании" (с. 23).

Интересный аспект в определении приемлемого риска рассматривают авторы уже упоминавшейся выше статьи (Елохин, Лебедев, 1997). Приемлемый индивидуальный риск авторы предлагают оценивать отдельно для каждой группы населения. Так, поскольку медицинские последствия опасных процессов существенно тяжелее у детей и престарелых, то для этих групп населения приемлемый индивидуальный риск должен быть ниже, чем для группы работоспособного населения. Путем проведения вычислительных экспериментов авторы оценили количественные значения этого риска.

Статистикой доказано, что затраты на предупреждение опасностей (предупреждение риска) меньше, чем затраты на ликвидацию их последствий, т.е. меньше ущерба (риска). При этом в срочном порядке огромные средства на ликвидацию последствий выделяются и составляют в России 6-7% ВВП (Рагозин, 1997). В таком случае оправдана ли оценка приемлемого индивидуального риска на основе ограничений экономических средств на предупреждение опасностей? Установление жесткого стандарта приемлемого риска как раз и будет служить стимулом к минимизации затрат, связанных с риском опасных процессов: выделение необходимых средств на достижение приемлемого уровня риска спасет экономику от значительно больших расходов на ликвидацию последствий в случае допущения более высоких уровней риска.

Обратим внимание на парадоксальность нашей экономической политики, которая абсолютно пренебрегает реальностью потерь. Если осознавать реальность потерь, то с точки зрения разумного поведения естественно стремление предотвратить их, причем заведомо меньшей ценой. Заметим, что в такой постановке, в отличие от работы (Щевьев, 1997), которая будет рассмотрена нами в дальнейшем, функции затрат и результатов строятся от следующих аргументов: затраты на доведение риска от начального до нулевого уровня и ущерб при начальном уровне риска.

Наше отношение к определению приемлемого риска сводится к необходимости увязывания этой оценки с оценкой человеческой жизни, преобладающей в общественном сознании, но никак не с ограниченностью экономических средств. Кроме того, необходимо уяснить, как используются показатели приемлемого риска. В случаях анализа строящихся объектов целесообразно руководствоваться мировыми оценками приемлемого риска и рассматривать их как жестко заданные ограничения. В случаях анализа уже освоенных территорий, подверженных воздействию опасных природно-техногенных процессов, мы оцениваем степень отклонения реальной оценки риска от приемлемой его оценки. В соответствии с этим отклонением должна осуществляться стратегия управления риском, направленная на приближение риска к приемлемому. В этом случае, конечно, большое значение будут иметь доступные экономические средства, как уже было сказано выше, зависящие от общественных предпочтений в распределении ресурсов. Если это распределение не в пользу сохранения человеческой жизни, то возникают задачи поэтапного перехода к приемлемому риску и определения временно согласованных рисков, возможно, которые и были названы в статье (Шахрамьян и др., 1997) предельно допустимыми. Но следует иметь в виду, что если мы вводим, кроме приемлемого риска, еще и понятие предельно допустимого, то мы как бы тоже считаем его приемлемым. Поэтому большой разницы между приемлемым и предельно допустимым рисками быть не должно. Слово "приемлемый" несет определенный смысл: такой, который можно принять, не вызывающий возражений. Однако, похоже, что его часто используют для определения иного понятия, подобно уже рассмотренному случаю с термином "устойчивое развитие".

В основе механизма поэтапного достижения уровня приемлемого риска или его снижения может лежать принцип уменьшающихся рисков, который определяется в работе (Быков, 1998) следующим образом: "Согласно принципу уменьшающихся рисков, введение новой технологии можно считать социально приемлемым, если одним из конечных эффектов ее использования будет снижение суммарного риска, которому подвергаются люди" (с. 135).

В работе (Дзекцер, 1997) мы опять встречаемся с разделением понятий допустимый и приемлемый риск, как в работе (Шахрамьян и др., 1999), а также с совсем новыми их синонимами — нормативный и договорной риски.

Наиболее четкое, на наш взгляд, определение допустимого риска дано в статье А.Л. Рагозина (1997): "Допустимые уровни природного риска следует устанавливать законодательными и нормативными актами на федеральном и региональном (субфедеральном) уровнях для социальной, экономической и экологической сфер фиксации возможного ущерба, дифференцируя их по территориям (используемые, осваиваемые) и объектам хозяйства (эксплуатируемые, проектируемые) с учетом уязвимости и степени опасности этих объектов для населения и окружающей среды, а также экономических возможностей государства и его субъектов. В частности, для осваиваемых территорий и всех видов нового массового промышленно-гражданского строительства в настоящее время целесообразно принять допустимый уровень федерального индивидуального риска от опасных природно-техногенных процессов в интервале от 10^{-5} до 10^{-6} чел/год" (с. 139).

Интересно дальнейшее сравнение такого уровня допустимого риска с фоновым индивидуальным риском, рассмотренным автором в среднем за последние, до 1995 г., тридцать лет и находящимся в пределах от 10^{-6} до $3,3 \cdot 10^{-5}$ чел/год.

Заметим, что экономические возможности здесь упомянуты в смысле тяжести возможного ущерба для экономики: если экономические возможности недостаточны, чтобы ликвидировать последствия опасного процесса, то соответствующий риск является экономически недопустимым. В других рассмотренных выше работах экономические возможности выполняют принципиально иные функции: допустим такой уровень риска, до которого позволяют снизить начальный уровень риска имеющиеся экономические ресурсы.

Далее автор подробно определяет направления деятельности, для которых необходим учет допустимого риска: обеспечение безопасности зданий и сооружений, отбор инвестиционных проектов и выбор площадок для их реализации, определение очередности проведения защитных мероприятий, управление риском на федеральном и других уровнях. Автор отмечает, что "такое управление предполагает ограничение всех видов новой и существующей деятельности, включая

строительство и модернизацию промышленных и гражданских объектов, в зонах повышенного риска без осуществления комплекса профилактических защитных мероприятий по снижению его допустимого уровня" (с. 140).

Как видим, здесь нет упора на ограниченность экономических средств: нет средств на снижение риска до допустимого уровня — строительство объекта отменяется. Представляется, что необходимо четко разделять две принципиально разные задачи: определение уровня допустимого (приемлемого) риска и управление риском. При разработке стратегии управления риском, действительно, решающим моментом является эффективное распределение ограниченных средств, но определение допустимого риска — задача из другого пространства измерений. В этом пространстве иное отношение и к экономическим средствам, которое может быть выражено известными словами: "Все, что можно уладить с помощью денег, обходится дешево".

Такого же взгляда на связь между риском и экономикой, но не со стороны экономических возможностей для снижения риска, а со стороны экономических выгод от связанной с риском деятельности, придерживаются и авторы статьи (Акимов и др., 1997): "вводится предельно допустимый уровень риска (ПДУ), который не должен превышать, независимо даже от тех или иных возможных экономических и социальных преимуществ для общества того или иного вида деятельности, способного привести к указанному превышению" (с. 148).

(Следует обратить внимание на очень важный момент в предложениях А.Л. Рагозина. Автор отмечает, что, в случае законодательного утверждения допустимого значения природного и техноприродного риска, его обеспечение будет осуществляться за счет инвесторов, заинтересованных в создании объектов. Это даст возможность государству направлять средства на защитные мероприятия в уже существующие, старые объекты в последовательности, соответствующей степени отклонения риска от допустимого значения.

Обзор работ по определению приемлемого риска был бы неполным без анализа реального положения в нашей стране и зарубежного опыта. В России сейчас используются два равнозначных термина: приемлемый и допустимый риск, которые отличаются лишь сферами использования. В Министерстве по чрезвычайным ситуациям руководствуются принципом приемлемого риска, в строительстве его называют допустимым риском. В Голландии индивидуальный риск, равный 10^{-8} , считается настолько малым, что им можно пренебречь, а максимально допустимый уровень риска — 10^{-6} (Гловацкая и др., 1992). В США и Канаде не устанавливаются нормы допустимого риска, но используются категории остаточного индивидуального и коллективного рисков, которые рассматриваются как текущие приемлемые или допустимые (Еременко, 1997). В Голландии и Великобритании, наряду с допустимым риском, введена категория социального риска, которая отражает восприятие общественностью техногенной опасности. Это восприятие формируют реально произошедшие крупнейшие техногенные аварии. Анализ таких аварий и ориентация на уровень социального риска существенно меняет в этих странах стратегию управления риском. На примерах аварий на атомных электростанциях В.А. Еременко показывает эффективность концепций безопасности, основанных на анализе реальных аварий и ориентирующихся на социальный риск, в сравнении с подходами к управлению риском в тех странах, которые не меняют своих концепций безопасности и после свершившихся инцидентов.

Так, после аварии на АЭС "Тримайл-Айленд" в США в 1979 г. западные страны резко перешли от идеологии абсолютной безопасности к идеологии приемлемого риска. Специалисты полагают, что если бы мы сделали тот же переход, то аварии на Чернобыльской АЭС не произошло (Бабаев, Кузьмин, 1989).

В мировой практике используется шкала рисков, разделенная на три зоны: область чрезмерного риска, область приемлемого риска, область пренебрежимого риска (Акимов, 1997).

До сих пор мы говорили о риске, значение которого может быть оценено. Это, по терминологии, использованной, в частности, в работе (Дзекцер, 1997) — осознанный, или идеальный риск, которым оперируют специалисты при выработке управляющих решений по снижению риска. Но, кроме вероятностной природы опасных процессов, есть еще другой вид неопределенности, связанный с неизученностью этих процессов, с непредсказуемостью действий субъектов, с ненадежностью информации и др. Риск с учетом этой неопределенности назван неосознанным, или реальным риском. По этому поводу в работе (Постоев, 1997) сделан

следующий вывод: "решения задач оценки риска вероятностными методами содержат ряд существенных недостатков, искажающих конечную оценку, как правило, в сторону занижения значения риска" (с. 85).

В Методических указаниях (1996) говорится о численных значениях такого занижения, превышающих один порядок.

Проблема оценки приемлемого риска тесно связана с понятием безопасности, которое используют неоднозначно, в диапазоне от нулевого до приемлемого риска. Нулевому риску соответствует концепция абсолютной надежности, которая в последнее время критикуется ввиду принципиальной невозможности ее обеспечения. Трудно представить себе ситуацию, в которой был бы абсолютно исключен риск случайных событий. Поэтому понятию безопасности, несмотря на буквальный смысл этого слова, придается значение относительной опасности. "Приемлемый риск может использоваться для количественного измерения уровня экологической безопасности" (Быков, 1998, с. 63). В данном случае возникает ассоциация с понятием безотходного производства. Поскольку абсолютно безотходных производств не может быть, то этим термином обозначают малоотходные производства.

В той же работе А. А. Быков разграничивает понятие безопасности в широком смысле — абсолютную защиту — от безопасности в узком смысле — защищенность от чрезмерного (выше приемлемого) риска. В последнем случае критерием безопасности и является приемлемый уровень риска.

Резюмируя обзор работ по приемлемому индивидуальному риску, сделаем некоторые выводы:

- отсутствуют четкость в определении терминов и договоренность специалистов по поводу значений используемых терминов. В дальнейшем под приемлемым риском будем понимать допустимые размеры ущерба от реализации случайного события;
- существуют принципиально различные взгляды на критерии приемлемости риска. В основе различий — роль экономических ресурсов в обосновании значений приемлемого риска. На наш взгляд, приемлемый индивидуальный риск, прежде всего и в значительной степени, определяется системой ценностей, доминирующей в общественном сознании;
- экономические аспекты важны при разработке стратегии управления риском с целью его снижения до приемлемого уровня; рассмотренные задачи оптимизации могут быть использованы именно для решения этой задачи, но не для определения приемлемого риска;
- при решении задачи определения приемлемого риска предполагается разработанная проблема оценки риска как вероятностной характеристики последствий (ущерба) опасных природно-техногенных процессов;
- необходимо законодательное введение в практику уровня приемлемого индивидуального риска и контроль за обеспечением соответствующей безопасности, причем для вновь строящихся объектов это нельзя ставить в зависимость от экономической обстановки в стране.

Концепция приемлемого риска в экономике

В материалах Международной Конференции "Анализ и оценка природных рисков в строительстве" (1997) не раз отмечается тот прорыв, который совершен в последнее время экономистами в области управления риском. В зарубежной литературе серьезные работы по хозяйственному риску появились намного раньше, чем в России (например, Бачкаи и др., 1979). В начале 90-х годов с бурным развитием российского финансового рынка появились практические приложения математических результатов теории риска, полученных отечественными учеными. Однако эти результаты значительно скромнее использовались для анализа рискованных ситуаций в производственной сфере. Среди немногочисленных работ этого направления отметим монографию (Клейнер и др., 1997), которая дает достаточно полное представление о сформировавшейся именно в экономической сфере концепции приемлемого риска. Первыми работами, посвященными этой концепции, можно считать статьи (Порфирьев, 1989; Бабаев, Кузьмин, 1989), в которых рассмотрена экономическая целесообразность перехода от требования абсолютной надежности к допущению некоторого риска.

В соответствии с этой концепцией высокий уровень исходного, или стартового риска, не всегда является основанием для отказа от принятия решения. Некоторый уровень риска допустим, т.е. приемлем. Приемлемый риск считается заданным, т.е. предполагается, что кто-то знает его уровень, и задача управления риском — свести риск до этого приемлемого уровня.

Таким образом, основные принципы концепции приемлемого риска следующие: 1) всегда есть риск не выполнить план, 2) высокий уровень исходного риска не всегда является аргументом в пользу отказа от принятия решения, 3) не всегда желателен, т.е. допустим, приемлем, исходный (стартовый) уровень риска, 4) управлением риска можно добиться того, чтобы финальный (компромиссный) риск был ниже стартового и удовлетворял требованию лица, принимающего решение, т.е. был бы для него приемлемым: а) и с точки зрения уровня финального (остаточного) риска, б) и с учетом затрат, необходимых для снижения риска.

Условия а) и б) чрезвычайно важны. Заметим, что в экономике затраты на снижение риска и сам остаточный риск (ущерб), во-первых, измеряются в одних и тех же, денежных единицах, во-вторых, они взаимозаменяемы: либо большой риск и несущественные затраты, либо малый риск и большие затраты на его снижение, в-третьих, лицо, принимающее решение, воспринимает их как дополнительные затраты, поэтому их приемлемость оценивается по единому для любой экономической деятельности критерию эффективности вложения средств.

Если допустимый индивидуальный риск не должен, как нам представляется, определяться имеющимися экономическими средствами, а должен исходить из каких-то нравственных оценок человеческой жизни, т.е. для хозяйственной практики он должен выступать как экзогенно вводимый параметр, то допустимый (приемлемый) деловой риск может принимать любые значения в зависимости от внутренних для экономики соотношений затрат и результатов.

«Риск — это не статистический неизменный, а управляемый параметр, на его уровень можно и нужно оказывать воздействие... Рассматривая риск в деятельности производственного предприятия, полезно различать "стартовый" риск (начальный уровень риска), или риск замысла, первоначальной идеи проекта или варианта стратегии и "финальный" риск (финальный уровень риска), оценка которого произведена — для выбранной стратегии предприятия, принятого варианта проекта, намеченного к осуществлению хозяйственного мероприятия и т.п. — после проведения необходимых исследований риска и разработки нейтрализующих мероприятий» (Клейнер и др., 1997, с. 188).

Реализация концепции приемлемого риска состоит из двух процедур: оценки уровня риска и управления риском.

Прежде чем сказать, приемлемый данный риск или нет, необходимо научиться количественно его оценивать. На решении этой задачи сосредоточена вся теория риска. Общий подход к оценке риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами, представлен в п. 3.4. Подчеркнем, что соответствие стартового риска уровню приемлемого риска не есть аргумент для предпочтения этого проекта другим, не отвечающим приемлемому уровню риска. Если вообще считать риск возможным (а не руководствоваться интересом душевного спокойствия), то проекты с высоким исходным риском вполне могут оказаться более выгодными, чем абсолютно надежные проекты, благодаря управлению риском.

При оценке риска важно как можно более полно охватить весь круг факторов риска с учетом всех цепочек развития событий.

Управление риском — это разработка и реализация мероприятий по снижению риска. Цель управления риском — уменьшение возможных негативных последствий нежелательного развития событий в ходе реализации принятых решений до приемлемого уровня. Сам уровень приемлемого экономического риска определяется с помощью математических моделей или экспертным путем.

Схема алгоритма управления риском в системе управления производственным предприятием приведена в работах (Качалов, 1997; Клейнер, Качалов и др., 1997). На ее основе можно построить схему, описывающую процедуру поиска приемлемого уровня риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами. Такая схема представлена на рис. 7. В этой схеме оценка приемлемости риска предполагается в блоке ЛПР. Для исходного уровня риска разрабатывается система мероприятий, направленных на его снижение. Информация об остаточном (финальном)

риске и о необходимых затратах на его обеспечение обрабатывается по некоторым формализованным или неформализованным критериям. В результате лицом, принимающим решение (ЛПР), дается ответ — является ли финальный риск приемлемым или нет.



Рис. 7. Блок-схема управления риском

Заметим, что на представленной схеме не предусмотрен анализ рисков, уровень которых ниже приемлемого. В реальности же могут возникать ситуации, когда ЛПР ставит задачу достижения именно приемлемого уровня и тем самым упускает более эффективные решения, возникающие при дальнейшем снижении риска. Такой случай будет рассмотрен нами в примере расчета уровня приемлемого риска, связанного с наводнениями.

"Практическое использование концепции приемлемого риска в процессе формирования стратегии предприятия позволяет:

- выявлять потенциально возможные ситуации, связанные с неблагоприятным развитием событий, результатом которых может быть недостижение поставленных целей;
- получать характеристики возможного ущерба, связанного с нежелательным развитием событий;
- заблаговременно при подготовке решения планировать и при необходимости осуществлять меры по снижению риска до приемлемого уровня;
- учитывать при принятии решений расходы, связанные с предварительной оценкой и управлением риском" (Клейнер и др., 1997. с. 189-190).

Разработка подхода к оценке приемлемого экономического риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами

Концепция приемлемого риска, рассмотренная выше, полностью может быть использована в случае экономического риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами. Этот вид факторов риска по классификации факторов риска предприятия относится к внешним факторам и в экономической литературе называется экологическим фактором. Совокупность экологических факторов составляют факторы риска, обусловленные взаимодействием предприятия с окружающей средой, а именно: введение жестких санитарных и других норм, штрафных санкций, запрет или ограничение на использование местных природных ресурсов, природные катаклизмы, техногенные катастрофы и т.д.

Таким образом, общая концепция приемлемого риска предполагает ее распространение на риски опасных природно-техногенных процессов. Поэтому наша задача должна состоять в дальнейшем развитии и конкретизации этой концепции.

Если считать, что для оценки риска уже разработаны методы, то в блок-схеме (рис. 7) остается один невыясненный вопрос — оценка приемлемости риска. Если ответ на этот вопрос ожидается от ЛПР, то надо выявить критерии, которыми он руководствуется при принятии решения о приемлемости риска.

Мы уже не раз подчеркивали, что эти критерии могут быть экономическими только для оценки приемлемости экономического риска. То обстоятельство, что в литературе приемлемый индивидуальный риск также связывают с экономикой, очень похоже на ситуацию вокруг многих социальных показателей. Например, потребительская корзина корректируется в соответствии с состоянием российской экономики, хотя ее размер должен исходить из физиологических потребностей человека. Все более и более активно развивается идея о том, что рассчитанная учеными-медиками потребительская корзина чрезмерно калорийна для россиянина. Критерии бедности опускаются у нас все ниже и ниже, и таким формальным образом удовлетворяется желание соблюдения приличного для общества соотношения бедных и богатых.

Сейчас будем рассматривать только экономический риск, т.е. риск экономических потерь вследствие опасных природно-техногенных процессов. В этом случае экономические потери и затраты на управление риском (на снижение этих потерь), считаем для ЛПР равнозначными. Для него здесь нет дилеммы: что важнее, людские потери или экономические затраты на их предотвращение. В связи с этим можем считать экономическую постановку проблемы более простой, чем проблему оценки приемлемого индивидуального риска.

В случае же индивидуального риска сам риск измеряется человеческими жизнями, а все остальное имеет денежное измерение — в этом вся сложность и именно это обстоятельство диктует необходимость рассмотрения приемлемого индивидуального риска в виде экзогенно вводимого ограничения.

При экономическом риске возможен принцип компенсации: риск и затраты на его снижение компенсируются тем доходом, ради которого идут на риск. Здесь приемлемый риск — величина не заданная, а определяемая в процессе управления риском по заранее известным критериям.

В экономической практике критерием хозяйственной деятельности является уровень доходности, отражающий стремление получить максимум эффекта от единицы вложенных средств:

$$\eta = (P - S)/S \rightarrow \max \text{ или максимум дохода:}$$

$$P - S \rightarrow \max.$$

Также есть стремление достичь заранее заданной нормы доходности (η^*), чтобы сравнить ее с требуемой инвестором нормой дохода на вкладываемый капитал:

$$(P - S)/S = \eta^*.$$

Подробнее эти и другие критерии экономической деятельности рассмотрены в работе (Рюмина, Кофф и др., 1999) в соответствии с Методическими рекомендациями (1994).

Мы предполагаем, что лицо, принимающее решение, интересуется именно этими критериями и по ним оценивает приемлемость риска. Отметим, что когда ЛПР получает информацию о риске, например, составляющем 20% ожидаемого дохода, то этого может быть достаточно для принятия решения только в случае, если этот риск стартовый. Если же такой риск достигнут в результате управления, то требуются дополнительные данные о затратах на снижение риска.

Рассмотрим управляющий параметр x , на который сориентированы управляющие воздействия. Это параметр, формирующий ту или иную оценку риска, т.е. формирующий потери вследствие опасных природно-техногенных процессов, на который мы можем воздействовать. Например, отметка территории при опасности наводнения, уязвимость зданий при землетрясениях и т.д. Обозначим зависимость величины риска от этого параметра $R(x)$, а затраты на доведение параметра до уровня x — $K(x)$ (определены на отрезке $[0, a]$). В общем случае эти функции имеют вид, представленный на рис. 8.

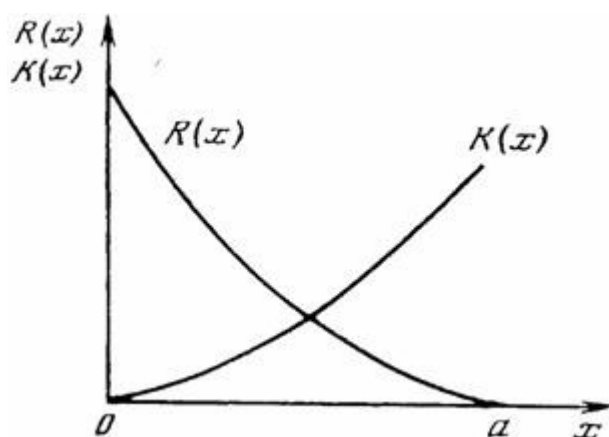


Рис. 8. Вид функций риска и затрат на управление риском

Поскольку вопрос об управлении риском неотделим, как мы не раз отмечали, от общей экономической оценки рассматриваемой хозяйственной деятельности, то привлечем информацию об ожидаемых результатах — P и затратах на их достижение — S . Представленные выше критерии преобразуем с целью учета рискованных ситуаций:

$$\eta = [P - S - K(x) - R(x)]/[S + K(x)] \rightarrow \max, \quad (1)$$

$$P - S - K(x) - R(x) \rightarrow \max, \quad (2)$$

$$[P - S - K(x) - R(x)]/[S + K(x)] = \eta^*. \quad (3)$$

Рассмотрим критерий (3), который равносителен следующему:

$$[P - R(x)]/[S + K(x)] = \eta^*.$$

Из этого уравнения получаем решение x^* и значение риска $R(x^*)$, который и есть приемлемый риск. Однако очевидно, что и риск, соответствующий большему уровню доходности, также приемлем для ЛПР. Таким образом, мы можем иметь не единственное значение риска, полученное в результате управления, а область допустимых решений, один из возможных вариантов которой изображен на рис. 9: $[x^*, a]$.

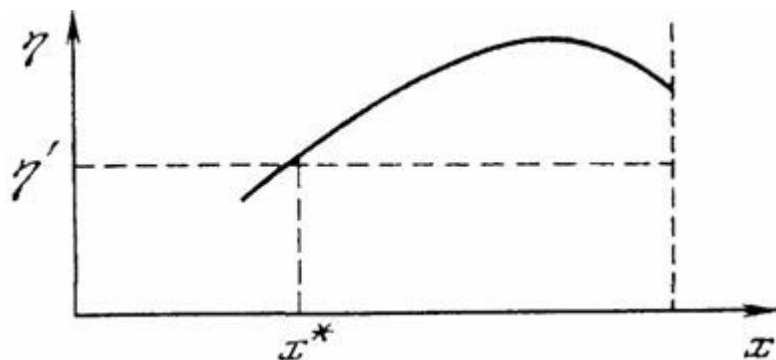


Рис. 9. Область приемлемого риска

Рассмотрим случай, когда ЛПР руководствуется не только критерием (3), но и критерием (1), т.е. добивается максимального уровня доходности при условии, что он не ниже заданного. Иными словами, из области приемлемого риска ЛПР находит риск, максимизирующий значение η . Совсем не обязательно, что параметр x при этом примет значение $x = a$, соответствующее $R(x) = 0$, как получилось в нашем примере, приведенном в конце раздела. Здесь все будет зависеть от характера зависимостей $K(x)$ и $R(x)$.

ЛПР остановится на варианте управления риском, максимизирующем η , и соответствующий риск $R(x)$ будет считаться приемлемым.

Теперь обратимся к критерию (2), предполагая, что именно им руководствуется ЛПР при условии, что условие (3) выполнено. Задача (2) при известных P и S эквивалентна следующей:

$$K(x) + R(x) \rightarrow \min.$$

Очевидно, что она имеет решение в точке $K'(x) = |R'(x)|$.

Подобная модель оптимизации программы снижения риска путем сопоставления затрат и результатов рассматривается в работе (Щевьев, 1997). В ней анализируются: зависимость ущерба (риска) от наводнений и повышением отметки территории; зависимость капитальных вложений от того же аргумента. Первая функция имеет убывающий характер, вторая — возрастающий. Автор поддерживает переход от концепции "абсолютной надежности" к концепции "допустимого риска", который связывает с решением задачи оптимизации защиты от наводнений в своей собственной постановке: "нахождение таких величин капитальных вложений в проведение инженерных защитных мероприятий, при которых они не будут превышать значений ущерба от опасных природных процессов и их последствий" (с. 92).

С такой постановкой трудно согласиться. В экономике распространен подобный подход к поиску равновесной точки, но в случаях, когда изучаемые функции относятся к разным экономическим агентам, например функции спроса и предложения, относящиеся к покупателям и продавцам. В случае же наводнений и капитальные вложения, и ущерб — это затраты одного и того же экономического агента, который стремится минимизировать их сумму. Задача может быть поставлена в следующем виде: $R(\Delta H) + K(\Delta H) \rightarrow \min$, где в соответствии с обозначениями рассматриваемой статьи $R(\Delta H)$ — риск (ущерб) в зависимости от повышения отметки территории ΔH , $K(\Delta H)$ — капитальные вложения, соответствующие повышению отметки территории ΔH . Минимум достигается в точке равенства предельного ущерба и предельных капитальных вложений, которая в общем случае не совпадает с точкой равенства капитальных вложений и ущерба.

Но даже в случае более корректной постановки критерия экономической эффективности проведения защитных мероприятий эта задача не отвечает на вопрос о приемлемости риска. Этот риск можно назвать экономически обоснованным. Для того чтобы он был назван приемлемым, необходимо выполнение условия (3).

Здесь возникает желание провести аналогию с экономическим оптимумом загрязнения окружающей среды — известным понятием в экономике природопользования. Однако там после постановки задачи минимизации суммы природоохранных затрат и экономического ущерба от загрязнения и определения экономического оптимума загрязнения всегда следует разъяснение по поводу сравнения этого экономически оптимального уровня загрязнения с предельно допустимым уровнем по санитарным нормам. Если экономический уровень ниже санитарного, то результаты задачи оптимизации принимаются, если же выше, то экономически оптимальное решение отбрасывается.

Представляется, что мы достаточно полно здесь изложили концепцию приемлемого риска и подчеркнули происхождение и значение термина "приемлемый" в контексте этой концепции.

Соотношение оценок допустимого индивидуального и приемлемого экономических рисков

Если подойти к оценке приемлемого индивидуального риска аналогично рассмотренному экономическому риску, то можно придумать (но ни в коем случае не предложить!) такую постановку: приемлемым индивидуальным риском от опасных природно-техногенных процессов является такой, который с учетом рождаемости и естественной смертности не приводит к сокращению общей численности населения. Такой критерий приведен здесь только для демонстрации механизма, заложенного в концепции приемлемого риска применительно к экономическому риску, но, к счастью, общество еще не дошло до того, чтобы ценность каждой человеческой жизни ставить в зависимость от общей численности населения.

Применительно к индивидуальному риску концепция приемлемого риска важна ее принципиальным положением о том, что риском можно управлять. Если исходный (стартовый) индивидуальный риск выше заданного, то различными методами управления его можно довести до этого заданного значения. Иными словами, концепция приемлемого риска может быть использована лишь частично — как указание на возможность управления риском, в результате

которого финальный риск становится ниже стартового.

При этом концепция приемлемого риска не помогает оценить само значение приемлемого индивидуального риска. Схема оценки приемлемого риска, представленная на рис. 7, не может быть использована для оценки приемлемого индивидуального риска, хотя бы потому, что нет лица, принимающего решение, которому было бы позволено делать заключение о том, приемлем ли индивидуальный риск.

Для более четкого понимания категории допустимого индивидуального риска и ее связи с экономическими возможностями необходимо систематизировать рискованные ситуации. Такие ситуации в случае вероятности опасных природно-техногенных процессов можно разделить на две группы:

- при высоком индивидуальном риске ставится задача его снижения путем проведения защитных мероприятий;
- при высоких индивидуальном и экономическом рисках рассматривается вопрос о принятии или непринятии решения о реализации какого-либо проекта предпринимательской деятельности.

Для первой группы ситуаций интерес представляют следующие вопросы: оценка индивидуального риска, определение его отклонения от допустимого индивидуального риска, выработка стратегий управления риском с целью обеспечения допустимого индивидуального риска. Свою позицию в отношении критериев допустимого индивидуального риска мы достаточно четко выразили в начале данного параграфа.

При выработке стратегии управления риском будет получена и оценка затрат на снижение риска. Если требуемые экономические средства не могут быть выделены на управление риском, то, в случае решения вопроса о реализации какого-либо проекта, этот проект не принимается; в случаях же, не связанных с развитием экономической деятельности, осуществляется максимально возможное при данных экономических средствах снижение индивидуального риска, но сама оценка приемлемого риска не меняется. При этом важно рассмотреть все методы управления риском, включая переселение людей из опасных районов.

Вторая группа связана с ситуациями, в которых анализируются решения о строительстве новых экономических объектов в опасных зонах, т.е. здесь уже рассматриваются не защитные мероприятия, а, например, прокладка нефтепроводов в опасных зонах. При этом предполагается экономический риск разрыва нефтепровода при землетрясениях и индивидуальный риск для людей, обслуживающих этот экономический объект.

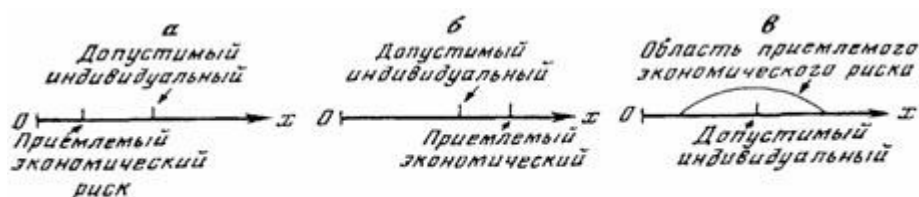


Рис. 10. Соотношения допустимого индивидуального и приемлемого экономических рисков

Таким образом, вторая группа ситуаций интересна тем, что необходимо одновременно учитывать индивидуальный и экономический риски. Эти риски принимают различные значения: если опасность природно-техногенных процессов λ и уязвимость территории V имеют одинаковые значения в формулах оценки индивидуального и экономического рисков, то уязвимость объекта v может существенно различаться, когда объектом является человек и какой-либо экономический объект. В связи с этим допустимому индивидуальному риску, например, равному 10^{-5} , может соответствовать приемлемый экономический риск, существенно отличающийся своим числовым значением.

Возможные соотношения управляемого параметра x для приемлемого индивидуального и приемлемого экономических рисков изображены на рис. 10 а, б.

Предполагаем, что управляемый параметр x по содержанию такой, что с его увеличением риск снижается (например, параметр x отражает сейсмостойкость зданий, отметку территории, подверженной наводнениям, и т.д.). Для других случаев, когда при увеличении параметра x риск растет (например, управляемым параметром является уровень радиации), интерпретация соотношений индивидуального и экономического рисков будет противоположной.

В качестве критерия приемлемости экономического риска будем рассматривать условие (3).

Рис. 10 а отражает ситуацию, когда в результате управления риском обеспечивается приемлемый уровень экономического риска, не удовлетворяющий приемлемому уровню индивидуального риска. При таком соотношении экономическое решение принято быть не может. Однако, если дальнейшее снижение риска экономически выгодно по критериям (1) или (2), то тот же допустимый уровень индивидуального риска может попасть в область приемлемых экономических рисков (рис. 10 в). В этом случае решение может быть принято при условии управления риском до доведения управляемого параметра до уровня, не меньшего того, который соответствует допустимому индивидуальному риску.

Рис. 10 б характеризует ситуацию, когда условие приемлемости экономического риска жестче условий соблюдения допустимого индивидуального риска. В этом случае экономическое решение принимается.

Таким образом, приемлемый индивидуальный риск должен рассматриваться в качестве ограничения при оценке приемлемого экономического риска, а экономические интересы (условия (1)-(3)) — в качестве критерия его выбора.

Пример определения приемлемого экономического риска, вызванного наводнениями

Рассмотрим сельскохозяйственное предприятие, производящее продукцию растениеводства на сельскохозяйственных угодьях, подверженных затоплению. Прогнозируемая выручка от реализации максимально возможного в отсутствие наводнений урожая продукции составляет $P = 150$ млн руб. Затраты на производство $5 = 110$ млн руб.

Наводнения как опасный природный процесс и их последствия характеризуются следующими данными:

- вероятность наводнения, $X = 0,6$;
- вероятность затопления сельскохозяйственных угодий, т.е. уязвимость территории $V(h) = 0,4$, где h — отметка территории.

Возделываемая сельскохозяйственная культура обладает некоторой устойчивостью к затоплению, т.е. при затоплении угодья теряется не весь урожай. Это свойство культуры отражается в показателе уязвимости $v = 0,5$.

По рассмотренной выше формуле оцениваем ущерб:

$$R = \lambda - V(h) \cdot v \cdot D,$$

где D — балансовая стоимость разрушаемого объекта, т.е. в нашем случае — ожидаемая выручка от реализации урожая, собранного без потерь от наводнения, P .

Для нашего конкретного примера

$$R = 0,6 \cdot 0,4 \cdot 0,5 \cdot 150 = 0,12 \cdot 150 = 18 \text{ (млн руб.)}.$$

Риск как вероятность потерь при этом составляет 12% от общей выручки от реализации, или 45% от ожидаемой прибыли. Предприниматель оценивает эффективность вложений своих средств по показателю рентабельности (уровню доходности), т.е. получаемой прибыли на единицу вложенных средств. Без учета вероятности наводнений уровень доходности равен:

$$\eta = (P - S)/S = (150 - 110)/110 = 0,36 = 36\%.$$

Допустим, что возможные для предпринимателя альтернативные варианты вложения средств дают не более 25% рентабельности, так что рассчитанный уровень доходности вполне бы устроил

предпринимателя. Однако с учетом риска наводнений получается существенно меньшее значение уровня доходности:

$$\eta = (P - S - R)/S = (150 - 110 - 18)/110 = 0,2 = 20\%.$$

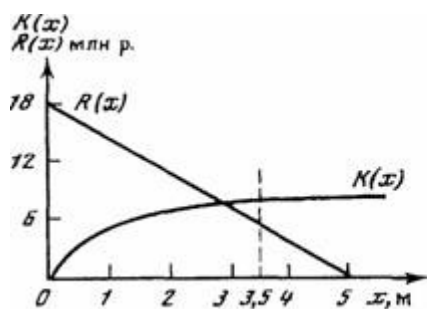


Рис. 11.

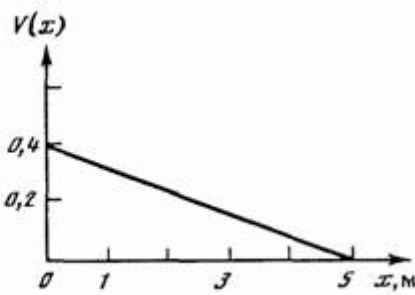


Рис. 12.

В этом случае предприниматель откажется от рассматриваемого сценария производства сельскохозяйственной продукции, так как такую рентабельность ему обеспечит ставка по депозитам в банке (банковский процент). Итак, рассмотренный риск, равный 12% стоимости урожая, предприниматель считает экономически не приемлемым.

Можно предложить предпринимателю стратегию управления риском, снижающую рассчитанный ущерб. Мероприятия по снижению риска направлены на повышение отметки территории, на которой расположены сельскохозяйственные угодья. С повышением отметки территории h снижается показатель уязвимости $V(h)$.

Будем рассматривать функцию капитальных вложений в повышение отметки территории на величину x — $K(h+x)$ и функцию снижения уязвимости территории $V(h+x)$, изображенные на рис. 11 и 12. Функция $V(h+x)$ однозначно определяет функцию снижения риска с повышением отметки $R(h+x)$, графиком которой дополним рис. 11. В формализованном виде эти функции следующие:

$$K(h+x) = 3x^{1/2}$$

$$R(h+x) = 18 - 3,6x.$$

Теперь мы имеем достаточно информации для ответа на вопрос, можно ли снизить риск настолько, чтобы для предпринимателя он стал экономически приемлемым, и каково значение приемлемого риска. Предположим, что предприниматель готов вложить средства в производство при уровне доходности не ниже 25%. В этом случае уравнение для поиска приемлемого риска следующее:

$$[P - S - K(h+x) - R(h+x)] / (S + K(h+x)) = \eta^*,$$

$$(150 - 110 - 3x^{1/2} - 18 - 3,6x) / (110 + 3x^{1/2}) = 0,25.$$

Решением является повышение отметки территории на 3,5 м., которому соответствует $R = 3,6\%$ урожая, или 5,4 млн руб. Этот риск и является приемлемым. Уязвимость территории снизилась с 0,4 до 0,12.

Естественно проанализировать задачу с целью определения оптимального риска, т.е. риска, максимизирующего уровень доходности. Числовые данные нашего примера таковы, что максимальная рентабельность, равная 28,5%, обеспечивается при повышении отметки территории на 5 м. где риск становится нулевым. Кроме того, при таком риске достигается и максимум прибыли, равный 33,3 млн руб.

Если бы функция $K(x)$ была бы другой, например $K(x) = 7x^{1/2}$, то приемлемого уровня экономического риска не существовало бы.

Этот пример, во-первых, иллюстрирует всю процедуру определения приемлемого экономического риска, связанного с опасными природно-техногенными процессами, и, во-вторых, наглядно показывает разницу между уровнями исходного, приемлемого и оптимального рисков.

Глава 4: ЭКОЛОГИЗАЦИЯ ЭКОНОМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

4.1. Проблемы формирования эколого-ориентированных национальных счетов

Национальные счета и межотраслевой баланс — это два направления в балансовых построениях на макроэкономическом уровне. Их объединяет то, что, в отличие от простой системы экономических показателей, характеризующих величины, они дают количественную характеристику процессов. Любой экономический показатель, содержащийся в этих таблицах, выражает движение стоимости между хозяйственными объектами.

Национальные счета и межотраслевой баланс входят в интегрированную систему национальных счетов, описывающую процессы создания, распределения и конечного использования совокупных доходов, эквивалентных стоимости валового национального продукта.

Увязав в национальных счетах экономическую деятельность, охрану окружающей среды и состояние среды, можно будет рассчитать величину устойчивого национального дохода, а используя динамическую модель межотраслевого баланса — определить оптимальный путь перехода к устойчивому использованию окружающей среды.

Решение задачи обеспечения устойчивого состояния окружающей среды, которое определяет устойчивый национальный доход, ставит ряд методологических проблем, среди которых первоочередными являются:

- определение экономических потерь, связанных с экологическими нарушениями, а также затрат на природоохранные мероприятия;
- количественное выражение устойчивого уровня использования окружающей среды;
- разработка инструментария для макроэкономического анализа перехода от фактического состояния окружающей среды к устойчивому;
- совершенствование системы статистики окружающей среды в направлении приближения ее к потребностям и общим принципам экономической статистики, в том числе построения национальных счетов окружающей среды.

Разработка поставленных проблем позволит перейти к практическому определению устойчивых макропоказателей.

В литературе достаточно подробно исследовано соотношение издержек предотвращения загрязнения (природоохранных затрат) и издержек компенсации последствий загрязнения (экономического ущерба). Их анализ давал возможность определить минимум суммарных издержек загрязнения, названный экономическим оптимумом загрязнения.

Рассматривая сейчас состояние окружающей среды не только в аспекте величины издержек загрязнения, а на макроэкономическом уровне, т.е. как оказывающее воздействие на основные экономические макропоказатели, мы понимаем, что по сути экономический оптимум загрязнения является отраслевым оптимумом, где под отраслью понимаются природоохранные мероприятия. С точки зрения развития всей экономики оптимум загрязнения находится на уровне стандартов устойчивого использования окружающей среды, которые были определены выше.

Расчеты показали: рост национального дохода сопровождается более быстрым ростом экономического ущерба от загрязнения, что отражает неустойчивый характер развития экономики. Последствия такого развития неминуемо повлекут за собой (либо уже повлекли) спад в траектории изменения национального дохода, так как все большая часть ВВП должна направляться на восстановление окружающей среды.

Для того чтобы эта взаимосвязь макропоказателей и воздействия экономики на окружающую среду была более наглядной, ведутся исследования по ее отражению в национальных счетах. В настоящее время в национальных счетах описываются затраты, идущие на преодоление

экологических потерь, но при этом уменьшаемые экологические потери со счетов не списываются, поскольку таких счетов нет.

Национальные счета дают представление о наиболее широко используемых показателях экономического развития и об экономической составляющей благосостояния. В то же время для отражения возможностей долгосрочного устойчивого экономического роста в них не хватает, в частности, счетов, отражающих изменение качества окружающей среды под воздействием антропогенного загрязнения и природоохранных мероприятий. С помощью таких счетов появилась бы возможность отразить в комплексных показателях экономического развития — ВВП и национального дохода — степень деградации среды и таким образом получить экологически отрегулированные макропоказатели.

В дополнение к общепринятой системе национального счетоводства в настоящее время разрабатывается система интегрированных эколого-экономических счетов.

Основными чертами системы интегрированного эколого-экономического счетоводства являются:

- выделение из традиционных счетов всех потоков, связанных с окружающей средой;
- соединение счетов окружающей среды в натуральном выражении со счетами в денежном выражении;
- оценка затрат и результатов в области охраны окружающей среды;
- определение размера природного капитала и его амортизации;
- разработка и измерение показателей экологически отрегулированного продукта и дохода.

В большинстве своем эти задачи решаются путем модификации основного блока национальных счетов, отражающего наличие и использование товаров и услуг.

В этот блок, в отличие от обычной общей схемы национальных счетов, вводятся дополнительные строки, отражающие: использование природной среды — воздействие на нее всех секторов экономики и распределение экологических потерь; экологически отрегулированный ВВП. Этот блок, таким образом, показывает не только традиционные показатели ВВП, но и корректировку их в связи с использованием природного капитала, которое оценивается затратами, необходимыми для восстановления природной среды. Эти затраты интерпретируются как уменьшение стоимости природного капитала, вызываемое производственной деятельностью, потреблением и накоплением основных средств. В противоположность таким неосуществленным затратам, природоохранная деятельность государства реально снижает влияние экономики на природную среду, а потому вводится в строке использования природной среды с отрицательным знаком.

По столбцам блок расширяется позициями, отражающими накопление природного капитала: воспроизводимого (например, культивируемые биологические ресурсы) и невозпроизводимого (вода, воздух и т.п.). Экологические потери подразделяются на потери воспроизводимых природных ресурсов, потери функций окружающей среды, а также в отдельном столбце учитывается "экспорт" отходов с противоположным знаком.

Суммарная оценка изнашивания природного капитала используется для расчета экологически отрегулированного ВВП.

В представленной системе интегрированного эколого-экономического счетоводства сделан первый шаг по пути учета воздействия экономической деятельности на окружающую среду. Однако очевидно, что использование исключительно денежных показателей приводит к недостаточному по охвату описанию взаимосвязей между экономикой и окружающей средой. Такие процессы как трансформация ресурсов окружающей среды в производственных процессах и трансформация загрязнения в окружающей среде не могут быть описаны стоимостными показателями. Для этих целей используются модели, описывающие распространение загрязнений в среде, их частичную ассимиляцию, физическую и химическую трансформацию и окончательное размещение (Рюмина, 1980). Такие динамические пространственные модели чрезвычайно сложны и находятся, в основном, в стадии теоретических построений.

В настоящее время мы чаще всего ограничиваемся показателями выпуска отходов экономической деятельности и показателями формируемого под воздействием этих отходов качества среды. В будущем, возможно, появятся модели, описывающие все связи между экологическим состоянием и экономическими переменными. При этом станет возможным и расширение системы счетов, которые охватят дополнительно еще и потоки в окружающей среде.

Не менее важной, чем разработка соответствующих моделей, является проблема информационного обеспечения системы интегрированного эколого-экономического счетоводства. Статистика окружающей среды в настоящее время способна предоставить огромные массивы информации, но без выработки общего заключения об экономическом использовании окружающей среды. Пространственная ориентация собираемых данных о среде требует также выработки принципов их агрегирования до такого уровня, который соответствует анализу макропоказателей экономического развития.

Расширение схемы национальных счетов дает возможность не только учесть экологические нарушения и вычесть вызванные ими потери из ВВП, но и способно отразить расширенное воспроизводство природного капитала. Если экономическое развитие не только не вызывает экологических нарушений, но и улучшает состояние окружающей среды, то отрицательные величины экологических нарушений в таблице меняются на положительные показатели, отражающие прирост природного капитала в смысле оздоровления природной среды. В этом случае и в столбце производства вместо отрицательных показателей использования природных активов будем иметь положительную величину, а в итоговых расчетах получим ВВП, увеличенный на эту величину, т.е. экологически отрегулированный ВВП окажется выше рассчитанного традиционным путем.

Динамика отрегулированного ВВП в связи с этим позволит оценить характер экономического развития — устойчивый или неустойчивый.

В нашей стране разработка системы национальных счетов ведется с 1985 г. Однако состояние окружающей среды и природных ресурсов, их значимость для национальной экономики не нашли в ней отражения. В стране имеется большой опыт построения отдельных ресурсных счетов, в основном это балансы природных ресурсов, но при этом выбор ресурсных счетов никак не связан со значимостью данного ресурса для настоящего и будущего экономического развития страны.

Для адекватного и подробного отражения экологических показателей в системе национальных счетов необходимо одновременное решение двух взаимосвязанных задач:

- построения детализированных ресурсных счетов в физических единицах, отражающих процессы воспроизводства природных ресурсов в количественном и качественном аспектах с учетом синергетических эффектов и динамики функционирования экосистемы в целом;
- экономической оценки величины запасов природных ресурсов, их истощения и деградации, затрат по восстановлению качества природной среды и т.д.

Построение системы интегрированных эколого-экономических счетов позволит решить следующие задачи:

- произвести экологическую корректировку макропоказателей, в которых должен наглядно отразиться характер развития экономических процессов (устойчивый или нет) в стране;
- дать экономическую оценку природной части национального богатства (до настоящего времени природная компонента не учитывалась в отечественной статистике национального богатства);
- учитывать экологический фактор при выработке стратегии экономического развития;
- стандартизировать систему национального счетоводства в соответствии с требованиями мировой статистики.

Для этого необходимо:

- осуществить выбор ресурсов, жизненно важных для экономики России, и для каждого из этих ресурсов построить ресурсные счета, отражающие движение запасов данного ресурса, его качественную деградацию, аспекты охраны окружающей среды и т.д.;
- разработать единую систему оценки величин различных природоохранных затрат: по очистке,

по восстановлению качества природной среды, прочие меры по предотвращению загрязнения; экономического ущерба, потерь национального богатства от экологических нарушений;

- расширить систему национальных счетов экологическими показателями.

Методологическую и методическую основу решения этих задач в части экологизации системы национальных счетов должны обеспечить следующие научные исследования:

- разработка вариантов корректировок макроэкономических показателей, различающих два вида потерь из-за экологических нарушений: потерь, которые несет общество из-за функционирования производства в загрязненной среде, и потерь, которые оно наносит будущим поколениям;

- включение природной составляющей в оценку национального богатства и разработка приближенного метода определения потерь национального богатства от экологических нарушений;

- разработка методов экологического регулирования межотраслевого баланса народного хозяйства, а также методов экологизации бухгалтерского баланса предприятия.

Особая проблема построения системы интегрированных эколого-экономических счетов состоит в стоимостной оценке экологических показателей. Конечная цель создания данной системы состоит в описании взаимоотношений между экономикой и природой в стоимостном выражении, но вследствие недостаточной методологической базы в ближайшей перспективе необходимо сочетать как стоимостные, так и натуральные показатели.

Для этого система национальных счетов должна быть дополнена комплектом сопутствующих (сателлитных) ресурсных счетов, которые должны включать:

- информацию о запасах природных ресурсов и их динамику (в физических единицах);

- информацию о потоках, связанных с использованием ресурсов (в физических единицах);

- информацию о производстве отходов и их утилизации (в физических единицах);

- экономическую оценку ресурсных потоков, ущерба, наносимого окружающей среде, затрат на очистку и капиталовложений на природоохранные мероприятия.

4.2. Отражение экологических обязательств в бухгалтерской отчетности предприятий

Ниже будет рассмотрен возможный методологический подход к решению проблемы "экологизации" экономических показателей на микроэкономическом уровне — в терминах бухгалтерской отчетности предприятий.

Экологические обязательства предприятия (равно как и соответствующие обязательства перед предприятием его контрагентов) в практике отечественного и, насколько нам известно, зарубежного бухгалтерского учета специально не выделяются. Именно с этого момента, на наш взгляд, возникают проблемы экологизации бухгалтерского учета вообще и бухгалтерского баланса, в частности.

О каких экологических финансовых обязательствах, подлежащих обособлению в бухгалтерском балансе, может идти речь? Если говорить об уже существующих видах экологических обязательств предприятий финансового характера, то прежде всего следует выделить платежи предприятий за загрязнение окружающей среды и использование природных ресурсов, их обязательства по долевному участию в содержании, реконструкции и строительстве региональных природоохранных объектов, по погашению займов на охрану и воспроизводство природно-ресурсного потенциала, наконец, обязательства по самофинансированию природоохранных и природосберегающих мероприятий. Все указанные виды экологических обязательств предприятий отражаются в бухгалтерском балансе, но не выделяются (группируются) специально как экологические обязательства.

Более того, в отличие от других финансовых обязательств экологического характера, обязательства по экологическому самофинансированию вообще не нормируются в

централизованном порядке и, как правило, не фиксируются в явном виде в документах, регламентирующих деятельность предприятия (в отличие от обязательств по платежам за природопользование и оплате санкций за нарушение природоохранного законодательства). Едва ли правомерно (такие предложения высказываются) связывать предприятия какими-либо принудительными нормативами обязательств по самофинансированию природоохранной деятельности типа отчислений от прибыли на соответствующие нужды. В условиях перехода к рынку предпочтительнее косвенное экономическое регулирование экологического самофинансирования с помощью налоговых льгот и санкций за экологические нарушения из-за попыток "сэкономить" на охране природы. Однако это отнюдь не означает отсутствия необходимости в "бухгалтерском мониторинге" за динамикой и масштабами обязательств предприятия по экологическому самофинансированию. Такой мониторинг весьма важен для оценки стратегии поведения предприятия, особенно с точки зрения его соответствия долгосрочным задачам экологического оздоровления.

Обязательства предприятия по экологическому самофинансированию, несмотря на их формальную добровольность и ненормированность, по природе своей не отличаются от других финансовых обязательств, отражаемых в пассиве бухгалтерского баланса. В данном случае "кредитором" предприятия выступает в конечном счете сама природа и обязательства перед ней следует выполнять как минимум не менее скрупулезно, чем перед кредиторами — юридическими или физическими лицами.

Необходимой организационной предпосылкой для отражения обязательств предприятия по экологическому самофинансированию в пассиве бухгалтерского баланса является принятие унифицированных правил (методов) вычленения обязательств предприятия по возмещению экономического ущерба от экологических нарушений, вызываемых его деятельностью.

Экологические финансовые обязательства предприятия, равно как и другие его обязательства, отражаемые в пассиве бухгалтерского баланса, целесообразно подразделять на краткосрочные и долгосрочные. Первый вид обязательств регламентируется системой платежей за природопользование, предусмотренной Законом РФ "Об охране окружающей природной среды". Долгосрочные финансовые обязательства предприятий экологического характера в нашей стране никак не регламентированы. Это же относится к долгосрочным финансовым обязательствам экологического характера государства и других контрагентов перед предприятием — их экологической дебиторской задолженности, которая должна отражаться в активе бухгалтерского баланса предприятия.

Регламентация взаимных финансовых обязательств экологического характера бюджетов разных уровней, банковской системы и предприятий в условиях разгосударствления (приватизации, акционирования) хозяйственной деятельности является узловой проблемой, без решения которой переход к рынку лишь усугубит экологический кризис в стране. Но ее решение — необходимая предпосылка для достижения и более конкретной цели: более полного отражения природного фактора в денежной оценке активов предприятий.

Впредь до решения указанной проблемы "экологизация" бухгалтерского баланса возможна лишь в виде осуществления автономных (параллельных к официальному балансу) и факультативных расчетов экологических финансовых обязательств в пассиве баланса и экологической дебиторской задолженности в активе. Для этих целей могут быть сегодня использованы имеющиеся данные государственной и территориальных экологических программ и схем в части финансового обеспечения природоохранной и природовосстанавливающей деятельности, обоснования затрат на достижение существующих нормативов предельно допустимых выбросов и сбросов по действующим и проектируемым предприятиям.

Наряду с дебиторской задолженностью по финансированию затрат на охрану окружающей среды и воспроизводство природно-ресурсного потенциала, в "экологизированном" пассиве бухгалтерского баланса целесообразно выделить статьи "резерв на погашение экологических обязательств" для накопления средств на возмещение непредвиденных обязательств предприятия (в связи с экологически опасными авариями, выявлением новых экологических нарушений и др.). В составе нематериальных активов целесообразно выделить в качестве особой статьи стоимость права пользования природными ресурсами. Для земельных и лесных ресурсов в сегодняшних условиях их стоимость может быть приравнена к нормативной цене. В остальных случаях для этих

целей может быть использована стоимость лицензий на право природопользования (включая право на выброс загрязнений и на забор воды из водных объектов). При всех обстоятельствах должны быть исключены попытки "втиснуть" в бухгалтерский баланс какие-либо априорные оценки природных богатств, не связанные с действующей системой цен и финансовых обязательств предприятий. Такие оценки могут выглядеть теоретически более корректными, но их несовместимость с действующей системой не позволяет "напрямую" использовать их в бухгалтерской отчетности (что, естественно, не исключает их использования в параллельных "теневых" расчетах).

Помимо взаимной регламентации экологических финансовых обязательств предприятия и его контрагентов, в экологизированном бухгалтерском балансе предприятия необходимо учитывать влияние экологических условий на денежную оценку средств предприятия. В данном случае речь идет не об изменении самой оценки этих средств, а об определении вклада экологического фактора в:

- 1) износ основных фондов предприятия;
- 2) расходы, связанные с содержанием и эксплуатацией этих фондов (как производственных, так и природоохранных и других непроизводственных — соцкультбыта и пр.);
- 3) расходы вследствие экологически обусловленных изменений ценности оборотных фондов (например, вследствие загрязненности запасов товаро-материальных ценностей) и, наконец;
- 4) изменение условий капиталообразования на предприятии вследствие экологически обусловленной заболеваемости его персонала.

Следует подчеркнуть, что экологические факторы уже в сегодняшних условиях воздействуют на скорость износа основных фондов предприятия, его текущие расходы в части содержания оборудования, оплаты труда и т.п. Однако при этом вклад экологического фактора в динамику этих показателей остается неидентифицированным. Речь идет, таким образом, о вычленении вклада этого фактора из существующих показателей бухгалтерского учета, а не об изменении состава этих показателей.

На наш взгляд, следует различать два аспекта проблемы экологизации бухгалтерского баланса:

- 1) отражение в балансе взаимных финансовых экологических обязательств предприятия и его контрагентов;
- 2) вычленение воздействия экологического фактора на результаты хозяйственной деятельности предприятия в том их виде, в котором они представлены в существующей бухгалтерской отчетности.

Второй аспект проблемы, при всей его несомненной важности, достаточно традиционен и отражает лишь текущие (краткосрочные) и замкнутые в пределах отдельно взятого предприятия последствия изменений экологических условий его функционирования. Первый аспект, которому посвящено дальнейшее изложение, имеет более долгосрочный и макроэкономический характер.

Что же может дать решение первого аспекта экологизации бухгалтерского баланса для оценки воздействия экологического фактора на финансовое положение предприятий?

Для ответа на этот вопрос рассмотрим условный и предельно упрощенный пример составления экологизированного бухгалтерского баланса предприятия.

Интересующие нас статьи пассива бухгалтерского баланса в том виде, как они представляются в настоящее время, приведены в табл. 1. Как видим, здесь не обособлены экологические обязательства предприятия. Эти обязательства частично, в размере платежей за загрязнение, входят в статью расчетов с внебюджетными экологическими фондами. Основная же их часть, представляющая собой невыплаченный долг природе, который предприятие "присваивает" как собственные средства, входит в прибыль. Для того чтобы прибыль стала характеристикой эффективности функционирования предприятия, учитывающей и его воздействие на окружающую среду, необходимо очистить ее от экологических обязательств по компенсации того экономического ущерба, который наносит деятельность предприятия сверх платежей за загрязнение. В результате получаем экологически отрегулированную прибыль.

Таблица 1

Пассив

I. Источники собственных средств

Прибыль..... 600

II. Кредиты и другие заемные средства

III. Расчеты и прочие пассивы

с бюджетом..... 300

В табл. 2 представлен "экологизированный" пассив баланса. В него введена статья экологических обязательств в разделе II "Кредиты и другие заемные средства". В эту статью переведена часть прибыли, в нашем примере, 100 млн руб., при этом, соответственно, на ту же величину снижена прибыль, которая теперь названа экологически отрегулированной прибылью.

Статья расчетов с бюджетом разделена на две: расчеты без учета платежей за загрязнение и платежи за загрязнение.

Таблица 2

Пассив

I. Источники собственных средств:

Экологически отрегулированная прибыль 500

II. Кредиты и другие заемные средства:

Экологические обязательства..... 100

III. Расчеты и прочие пассивы:

с бюджетом (без платежей за загрязнение) 250

платежи за загрязнение..... 50

При такой модификации баланса итог пассива не изменился, но собственные средства уменьшились на 100 млн руб. за счет выделения "долга" природной среде.

Что скрывается за этим уменьшением собственного капитала предприятия? Оказывается, финансовое положение предприятия с учетом его экологических обязательств ухудшилось, хотя по условиям примера все остальные параметры его деятельности остались без изменения. Собственный капитал предприятия уменьшился на 100 млн руб., а кредиторская задолженность возросла на 100 млн руб.

"Экологизированный" бухгалтерский баланс демонстрирует, что "неадекватная" реакция предприятия на выполнение его экологических финансовых обязательств ведет к "проеданию" его собственного капитала. Легко убедиться, что если бы предприятие обеспечило рост своих средств хотя бы в меру роста экологических обязательств, то его собственный капитал сохранился бы на уровне 600 млн рублей.

Если же предположить, что экологические обязательства превышают прибыль, то при изложенной модификации баланса это приведет к существенному изменению собственных средств предприятия. Так, пусть исходный баланс (табл. 1) отражает предприятие, экологические обязательства которого составляют 800 млн руб. В этом случае экологически отрегулированная прибыль станет равной -200 млн руб. (в табл. 2 на 200 млн. руб. уменьшится еще одна статья раздела собственных средств), а экологические обязательства будут равны 800 млн руб.

Можно представить и иную ситуацию — когда отрицательными становятся экологические

обязательства. Это говорит о том, что предприятие провело природоохранные мероприятия сверх установленного для него требования. В этом случае экологически отрегулированная прибыль будет больше, чем прибыль, отраженная в "неэкологизированном" балансе. Например, экологические обязательства равны, —150, тогда в табл. 2 прибыль станет равной 750 млн руб., а в активе появится дебиторская задолженность в размере 150 млн руб., которые предприятию должна "заплатить природа", например, в лице государства в виде выплат из экологических фондов.

До сих пор мы говорили об экологических обязательствах, возникших в данный отчетный период. Однако эти обязательства, кроме того, накапливались у предприятия в статьях его собственных средств в течение прошлых периодов. В связи с этим должны быть пересмотрены и другие статьи раздела I пассива "Источники собственных средств".

Совокупность финансовых обязательств предприятия по экологическому оздоровлению в конечном счете есть денежное выражение затрат, которые должно осуществить предприятие с целью достижения и поддержания нормативных требований к состоянию окружающей среды и природно-ресурсного потенциала, т.е. его (предприятия) "задолженность" природе за ее чрезмерную эксплуатацию. Если "долги" предприятия природе растут быстрее, чем собственный капитал (стоимость имущества, находящегося в собственности или полном хозяйственном ведении) предприятия и, тем более, если при этом абсолютная величина собственного капитала предприятия сокращается, то можно утверждать, что потери национального богатства от экологических нарушений (на их компенсацию направлены экологические финансовые обязательства) растут быстрее, чем растет часть этого богатства, представленная собственным капиталом предприятия. И наоборот, уменьшение экологических финансовых обязательств предприятия при возрастающей или хотя бы стабильной величине его собственного капитала говорит о том, что предприятие развивается (или хотя бы сохраняет ценность своего капитала), одновременно снижая потери национального богатства от экологических нарушений, обусловленных деятельностью предприятия.

Как видим, слежение за динамикой и структурой средств предприятия при адекватном отражении финансовых обязательств экологического характера в его бухгалтерском балансе дает возможность оценки эколого-экономической устойчивости развития предприятия. Устойчивое нарастание кредиторской задолженности предприятия относительно его собственного капитала и тем более превышение долгов над стоимостью капитала является, как известно, сигналом финансово-экономического неблагополучия предприятия. Аналогичные подходы могут быть применены и к оценке его финансово-экологического благополучия. Например, превышение экологической задолженности предприятия над стоимостью его капитала может выступать в качестве одного из оснований для его закрытия или перепрофилирования по экологическим причинам. В будущем (по мере формирования законодательства о банкротстве предприятий) этот же критерий может быть применен (в комплексе с другими критериями) при принятии решений об экологическом банкротстве предприятий.

Кроме того, "экологизация" бухгалтерского баланса позволяет оценить общую величину экономического ущерба, наносимого предприятием. В нашем случае она складывается из статей "Экологические обязательства" и "Платежи за загрязнение". В соответствии с табл. 2 экономический ущерб равен $100 + 50 = 150$ млн руб.

Как уже говорили, кроме собственных экологических обязательств, предприятие имеет соответствующие обязательства его контрагентов, в частности, государства, внебюджетных экологических фондов и др. В пассиве баланса эти средства отражаются, например, в статье "Финансирование капитальных вложений", которая включает и финансирование капитальных вложений в природоохранные объекты. В активе эти средства размещены в статье "Капитальные вложения". Однако государство в большинстве случаев не выполняет свои экологические обязательства перед предприятиями, поэтому целесообразно выделение в активе соответствующей статьи "Дебиторская задолженность по финансированию затрат предприятия на охрану окружающей среды и воспроизводство природно-сырьевого потенциала".

Здесь нами сформулирована постановка проблемы отражения экологического фактора в бухгалтерском балансе предприятия и намечены общеметодологические подходы к ее решению. Конкретизация и тем более практическая реализация этих подходов требует дальнейших

серьезных исследований на стыке традиционно далеких друг от друга сфер бухгалтерского учета и финансов предприятий, с одной стороны, и эколого-экономического анализа, с другой стороны. Прежде всего, речь должна идти о разработке методов нормирования и бухгалтерского контроля краткосрочных и особенно долгосрочных финансовых экологических обязательств предприятия, равно как и экологической дебиторской задолженности предприятию. Решение этих проблем, как уже указывалось, в конечном счете лимитируется отсутствием в нашей хозяйственной практике четкого разграничения финансовых обязательств предприятия, бюджетов, внебюджетных фондов, и других "внешних" источников финансирования в части выполнения требований природоохранительного законодательства. Пока предприятия оставались государственными, такое разграничение, как минимум, не представлялось актуальным. В условиях же перехода к хозяйству, базирующемуся на экономически независимых от государства предприятиях (частных, в групповой собственности, смешанных и государственных коммерциализированных) сохранение сложившейся ситуации чревато опаснейшими последствиями как для экологии, так и для экономики.

Вместе с тем, предлагаемый подход, в основе которого лежит трактовка затрат предприятия на достижение нормативных требований к качеству окружающей среды и состоянию природно-ресурсного потенциала как финансовых обязательств предприятия по восстановлению социально-экологического равновесия (погашению его "долга" природе), может быть использован и для приближенных оценок потерь национального богатства от экологических нарушений на разных уровнях принятия решений. Такие приближенные оценки могут быть осуществлены без проведения длительной и трудоемкой работы по экологизации бухгалтерских балансов, о которой говорилось выше, но, естественно, не могут заменить эту работу.

4.3. Структурная перестройка экономики в целях устойчивого развития

Сегодня в решении проблемы экологизации производства реализуются в основном технические и технологические возможности. Этими средствами можно добиться некоторого улучшения состояния окружающей среды в каком-то конкретном регионе, однако их недостаточно для решения проблемы загрязнения в целом по стране. Проблема в целом может быть решена только при комплексном анализе всей совокупности экономических и экологических процессов, который дает возможность не только совершенствовать систему мероприятий по обезвреживанию производственных отходов, но и управлять самим процессом возникновения техногенного загрязнения, его отраслевой и территориальной структурой.

Однако до сих пор основное внимание в деле охраны окружающей среды уделяется рационализации самих природоохранных мероприятий.

Изолированное от вопросов структурной перестройки хозяйства решение вопросов осуществления природоохранной деятельности исходит из того, что негативное техногенное воздействие на природную среду задано и проблема заключается в поиске эффективных путей его снижения или полной ликвидации. Такая природоохранная политика явно неэффективна, поскольку игнорирует более эффективные пути сохранения окружающей среды через воздействие на объем и характер производственных отходов при определении направлений структурной перестройки хозяйственной деятельности.

В связи с этим необходимо решение методологических проблем включения экологического аспекта в процесс совершенствования структуры экономической деятельности.

Критерии структурной перестройки хозяйства, наряду с экономическими интересами, должны отвечать цели сохранения окружающей природной среды.

При выработке принципов структурной перестройки хозяйственной деятельности должны быть учтены следующие аспекты ее воздействия на состояние среды:

- определены количественные характеристики образования производственных отходов;
- осуществлена оценка природоохранных затрат, необходимых для их обезвреживания;

- определены выбросы загрязняющих веществ в окружающую среду;
- дана оценка экономического ущерба от этих выбросов.

Дальнейшая оценка экономической целесообразности каждого вида хозяйственной деятельности должна осуществляться с учетом как сопутствующих ее развитию природоохранных затрат, так и экономического ущерба от загрязнения окружающей среды, наносимого этим видом производства. Сравнение альтернативных вариантов структурной перестройки хозяйства также должно проводиться не только по экономическим показателям, но и по эколого-экономическим характеристикам.

Недостающим звеном в механизме такого подхода к структурной перестройке хозяйства остается отсутствие показателей экономического ущерба от загрязнения среды каждым видом деятельности и недоработанность самой методики их определения.

Экологический аспект необходимо учитывать не только в процессе структурной перестройки производственной деятельности, но и при воздействии на структуру потребления. Это может быть достигнуто, в частности, путем воздействия на структуру цен предметов потребления.

Таким образом, одним из принципов структурной перестройки хозяйства должно быть максимальное исключение из производства и потребления экологически вредных продуктов, являющееся, в сравнении с мероприятиями по обезвреживанию отходов, более эффективным направлением экологизации производственной и непроизводственной деятельности.

Анализ структуры хозяйства с точки зрения ее соответствия устойчивому развитию может быть проведен и с помощью межотраслевого баланса. Расчеты по межотраслевой модели, представленные в следующем параграфе, позволяют сегодня на числовом примере продемонстрировать необходимость перехода к предложенным выше экологически отрегулированным макропоказателям в том случае, если общество ставит перед собой задачу выхода на траекторию устойчивого развития.

Говоря о сводных народнохозяйственных пропорциях сегодня, мы понимаем отличие самой постановки вопроса об их установлении в плановой и рыночной экономике. Если в плановой экономике эти пропорции строго фиксировались и реализовывались через плановые задания, то в рыночной экономике они служат ориентирами и реализуются не прямым директивным методом, а через соответствующие рыночные рычаги управления экономикой. Но само существование и необходимость поддержания определенных пропорций в развитии рыночной экономики еще никем не оспаривались.

При решении задачи выхода на устойчивое развитие необходим такой уровень абстракции, когда мы рассматриваем все народное хозяйство в целом, всю страну, и должны определить, как развиваться хозяйственным звеньям, чтобы добиться заданных социально-экономических показателей и учесть при этом антропогенную нагрузку на окружающую среду. Если не учесть экологический фактор на макроуровне экономического анализа, то мы опять останемся с задачей рационализации природоохранных мероприятий при фиксированном объеме загрязнения и никогда не используем возможность охраны окружающей среды путем изменения размещения, взаимозаменяемости продуктов и ресурсов и др.

4.4. Экспериментальный поиск эколого-экономических параметров устойчивого развития

Целью данного раздела является исследование взаимосвязей развития народного хозяйства и состояния окружающей среды на основе экспериментальных расчетов. Результаты расчетов позволили на числовом примере продемонстрировать необходимость перехода к предложенным выше экологически отрегулированным макропоказателям в том случае, если общество ставит перед собой задачу выхода на траекторию устойчивого развития.

В области этой многоаспектной проблемы, прежде всего, предметом изучения были: влияние народного хозяйства на состояние окружающей среды; связь между природоохранной деятельностью и возможностями народного хозяйства в ее осуществлении.

Для достижения этих целей необходимо решить следующие задачи: 1. Выразить количественно состояние окружающей среды для учета его на макроуровне экономического анализа. 2. Разработать методы и модели, связывающие состояние окружающей среды и развитие народного хозяйства. 3. Определить экономические и эколого-экономические характеристики природоохранной деятельности. 4. Ввести в сферу экономического анализа на макроуровне понятие экономического ущерба от загрязнения окружающей среды и с учетом экономического ущерба оценить экономическую эффективность природоохранной деятельности. 5. Выявить оптимальную стратегию природоохранной деятельности путем экспериментальных расчетов на перспективу.

Незавершенность экономических исследований проблем охраны окружающей среды связана с отсутствием показателей, с помощью которых можно было хотя бы приближенно оценить как положительное, так и отрицательное воздействие экономики на состояние среды. Обычно объектом исследования экономиста является природоохранная деятельность или, в лучшем случае, взаимодействие производственной и природоохранной деятельности. При этом оставался в стороне самый главный вопрос — о состоянии окружающей среды. Но в реальности существует явная неоднозначность между средствами, направляемыми в охрану, и состоянием среды. Первые могут быть значительными, а в то же время состояние окружающей среды будет ухудшаться из-за растущего объема производства, увеличивающего техногенное загрязнение.

В связи с этим очевидна необходимость введения в область экономического анализа показателей состояния окружающей среды. Ими не могут быть используемые в экологических и эколого-экономических исследованиях конкретных объектов региональные характеристики состояния среды, как, например, концентрации загрязнителей в среде; нужны укрупненные показатели состояния окружающей среды для использования их на макроуровне экономического анализа и прогнозирования.

Важность выработки подхода к рассмотрению на макроуровне состояния окружающей среды объясняется следующим обстоятельством. Состояние окружающей среды обычно интересует нас относительно какого-то региона. Специалисты самых разных областей науки — биологи, экологи, гидрологи, экономисты и др. — изучают проблемы окружающей среды в конкретных регионах. Действительно, именно региональный уровень адекватен проблемам охраны окружающей среды. В то же время источникам возникновения этих проблем и во многом средствам их решения более соответствует макроуровень, так как их количественная формализация осуществляется на уровне определения сводных народнохозяйственных пропорций. К источникам возникновения проблем охраны окружающей среды здесь относятся: отраслевая структура материального производства, объемы производства продукции, ресурсоемкость, материалоемкость — эти характеристики народного хозяйства определяются на уровне агрегированного прогнозирования народного хозяйства страны в целом. На этом же уровне выделяются в масштабах страны средства на охрану окружающей среды.

Получается уровневая несовместимость анализа и прогнозирования воздействия на окружающую среду (макроуровень) и анализа состояния окружающей среды (региональный уровень). Для согласования этих проблем есть две возможности. Это — итеративная процедура увязки результатов экономического анализа на народнохозяйственном и региональном уровне. Подходы к реализации этой возможности изложены в (Рюмина, 1986).

Однако желательно именно на макроуровне иметь оценку состояния окружающей среды, соответствующую каждому варианту экономического развития, для того чтобы оперативно учитывать при анализе производственной деятельности реакцию на нее окружающей среды и в соответствии с этой реакцией изменять траекторию экономического развития в направлении к параметрам устойчивого развития.

Поскольку в настоящее время необходимого для этого инструмента анализа состояния окружающей среды нет, то учет антропогенного воздействия на среду ведется по фактическим результатам уже осуществленного воздействия, т.е. всегда запаздывает, в то время как очевидна целесообразность прогнозирования состояния окружающей среды, формируемого каждым вариантом экономического развития, что позволит предотвратить принятие опасных для среды хозяйственных решений.

До сих пор проблема укрупненного представления состояния окружающей среды не решена, хотя всеми признавалась ее важность и некоторыми авторами предпринимались попытки сравнительных оценок состояния среды в различных регионах страны путем введения баллов, шкал измерения и т.д.

В вопросе измерения воздействия на состояние окружающей среды также отсутствуют укрупненные показатели, с помощью которых можно было бы ответить на вопрос: насколько отличается воздействие на среду в различных вариантах народнохозяйственного развития. Воздействие измеряется сейчас массой выпускаемых в окружающую среду различных вредных веществ в целом по стране. Однако этот подход вряд ли может быть использован на стадии выбора варианта экономического развития для сравнения воздействий на окружающую среду различных вариантов, поскольку структуры выбросов разных вариантов могут быть совершенно разными и поэтому трудно будет сравнивать вредность вариантов в целом.

Кроме сравнения вариантов по экологическим последствиям укрупненные показатели состояния окружающей среды и воздействия на это состояние необходимы для сопоставления с устойчивым состоянием среды и допустимым антропогенным воздействием на среду. Сами устойчивые показатели тоже должны еще получить свое выражение на макроуровне.

Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязнителей в среде могут быть использованы в регионах и сравниваться с фактической концентрацией, зависящей от величины и характера выбросов вредных веществ и специфики местных условий трансформации загрязнителей в среде. Введение на макроуровне критерия состояния среды, аналогичного ПДК (или ПДВ), неизбежно сопряжено с потерей физического смысла этого критерия, так как чистота окружающей среды в среднем по стране нас не удовлетворяет, интерес представляет состояние среды в каждом регионе. Поэтому любые попытки усредненного подхода к решению проблем охраны окружающей среды вызывают недовольство со стороны представителей естественных наук, особенно биологов. Экономистов обвиняют в искусственности подобных подходов. Однако при этом не учитывают, для каких целей вводятся усредненные величины и какие функции на них возлагаются экономистами.

Отрицая возможность усредненного или укрупненного анализа проблемы охраны окружающей среды, некоторые специалисты тем самым лишают эту проблему средств ее разрешения. Как отмечалось выше, именно рассогласованность уровней анализа состояния окружающей среды и анализа экономического развития (в том числе природоохранной деятельности) порождает нашу беспомощность в решении экологических проблем. Охрана окружающей среды при этом финансируется по остаточному принципу, фактически схема выделения средств на охрану среды такова: на макроуровне прогнозируются основные пропорции расходования государственных средств без достаточного учета охраны окружающей среды, так как нет соответствующего инструментария этого учета. Фактическое загрязнение окружающей среды, формируемое при реализации этих пропорций, определяет программы природоохранных мероприятий, которые могут быть учтены только при распределении средств уже на следующий год.

Таким образом, программы охраны окружающей среды всегда отстают от планирования ее загрязнения (т.е. программ производства продукции и, соответственно, — загрязнения). Кроме того, когда охрана окружающей среды не учитывается в необходимом объеме при формировании сводных народнохозяйственных пропорций и потом каким-то образом изыскиваются дополнительные средства на охрану, то тем самым утверждается второстепенность, незначительность самой проблемы охраны окружающей среды. Такое отношение к экологическим проблемам не способствует решению, а только еще больше их обостряет.

Говоря о сводных народнохозяйственных пропорциях сегодня, мы понимаем отличие самой постановки вопроса об их установлении в плановой и рыночной экономике. Если в плановой экономике эти пропорции строго фиксировались и реализовывались через плановые задания, то в рыночной экономике они служат ориентирами и реализуются не прямым директивным методом, а через соответствующие рыночные рычаги управления экономикой. Но само существование и необходимость поддержания определенных пропорций в развитии рыночной экономики еще никем не оспаривались.

При решении задачи выхода на устойчивое развитие необходим такой уровень абстракции, когда мы рассматриваем все народное хозяйство в целом, всю страну и должны определить, как развиваться хозяйственным звеньям, чтобы добиться заданных социально-экономических показателей и учесть при этом антропогенную нагрузку на окружающую среду. Если не учесть экологический фактор на макроуровне экономического анализа, то мы опять останемся с задачей рационализации природоохранных мероприятий при фиксированном объеме загрязнения и никогда не используем возможность охраны окружающей среды путем изменения размещения, взаимозаменяемости продуктов и ресурсов и др.

Против укрупненного, в масштабах всей страны, рассмотрения проблемы состояния окружающей среды приводится тот довод, что состояние среды в регионах при одной и той же суммарной по стране величине антропогенной нагрузки всецело зависит от размещения источников загрязнения. Однако столь же правомерно считать, что существует такая величина антропогенной нагрузки, которая ни при каком размещении не может быть допустимой для страны. В этом случае знание допустимой нагрузки позволит на макроуровне сразу отвергнуть недопустимые с точки зрения состояния среды народнохозяйственные программы.

Укрупненные показатели состояния окружающей среды должны быть основаны на реальных показателях и нормативах состояния среды, используемых на практике, что предполагает разработку как процедуры агрегирования нормативных и фактических показателей с целью получения укрупненных показателей, так и процедуры разагрегирования макропоказателей состояния среды.

Следующие два подраздела отражают методическую основу проведенных экспериментов и тем самым играют в работе вспомогательную роль. При ознакомлении с общей содержательной частью работы можно миновать описание технических вопросов формирования информационной базы исследования и проведения расчетов по модели и перейти к подразделу 3, в котором представлены результаты расчетов и анализ, на их основе, устойчивости различных вариантов экономического развития.

Формирование эколого-экономических показателей для использования на макроуровне экономического анализа

Задача агрегированного представления состояния окружающей среды рассматривалась разными специалистами, но решения так и не получила. В своих исследованиях мы будем основываться на работе "Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды" (1986 г.), в которой нас будут интересовать показатели условной нагрузки на реципиентов, создаваемой каждым источником загрязнения. Обращаясь к ним, мы, таким образом, переходим от названной проблемы измерения состояния среды к оценке воздействия на это состояние. Это несколько другая проблема, но близкая к первоначальной.

В методике приводится схема расчета условной нагрузки для каждого источника загрязнения. Очевидно, что при исследовании макроуровня детализация хозяйственных звеньев не дойдет до уровня отдельных источников загрязнения (народное хозяйство здесь классифицируется по отраслям). Поэтому встала задача — обобщить процедуру расчета, представленную в методике, для расчета отраслевых показателей условной нагрузки. Поскольку это уже экспериментальная задача, то надо было определиться и в отношении объекта исследования. Экспериментальная часть работы проводилась на примере водных ресурсов, атмосферы и отраслей промышленности. Все различия в анализе воды и воздуха — это только различия в определении условной нагрузки, отраженные в методике. Принципы же представления их в народнохозяйственной модели общие. Проведенное исследование будет представлено здесь на примере водных ресурсов, хотя аналогичные расчеты проведены и по атмосфере.

Если бы работы по Методике уже велись повсеместно, то задача состояла бы только в агрегировании готовых показателей условной нагрузки на реципиентов по источникам загрязнения. Но поскольку случаи использования Методики пока что единичны, то нет возможности базироваться на системе региональных показателей и начинать надо именно с

создания такой системы. Эта работа потребовала большого объема исходной информации. Так, только по воде надо было найти из разных источников информации порядка 10 тысяч показателей. Большая часть из них — это экономические показатели, отражающие отраслевую структуру народного хозяйства и структуру каждой отрасли в натурально-стоимостном выражении. Процедура расчета усредненных показателей нагрузки представлена в статье (Рюмина, 1991).

Составляющие показателей условной нагрузки характеризуют загрязненность стоков, их объем и размещение. Анализ составляющих объясняет, за счет какого фактора мы имеем в результате значительно различающиеся по отраслям коэффициенты условной нагрузки. В одних отраслях решающую роль играет степень загрязненности сточных вод — концентрации в них вредных веществ, в других — объемы сточных вод. Так, например, высокий коэффициент объема сточных вод лесной, деревообрабатывающей и целлюлозно-бумажной промышленности из-за высокой водоемкости производства (при средней загрязненности стока) обуславливает в этой отрасли максимальную величину показателя условной нагрузки на реципиентов. Наоборот, в промышленности строительных материалов при сильной загрязненности стоков вследствие малых объемов сточных вод в итоге формируется низкий коэффициент нагрузки.

Экономический ущерб от сброса загрязняющих веществ в водоем в расчете на единицу продукции в соответствии с Методикой рассчитывается путем умножения коэффициента условной нагрузки на константу, оценивающую ущерб от 1 усл.т. Поиск адекватного значения этой константы представляет собой самостоятельную сложную задачу.

Имея удельные отраслевые показатели нагрузки и объемы производства отраслей, можно получить суммарную по стране условную нагрузку на реципиентов, а отсюда и суммарный экономический ущерб от загрязнения. Но для того чтобы влиять на суммарную величину нагрузки с помощью природоохранных мероприятий, надо иметь представление о зависимости условной нагрузки от природоохранных затрат. Поскольку параметры этой функции в настоящее время точно не определены, то мы ограничились рассмотрением отдельных точек, соответствующих фактическому, нормативному и передовому уровням очистки.

Показатели условной нагрузки при фактической степени очистки стоков (уровень 1990-1995 гг.) и соответствующие очистке стоков на передовых предприятиях приведены в сравнении с показателями нормативной очистки на рис. 13.

Как следует из рис. 13, фактическая нагрузка на реципиентов по большинству отраслей значительно выше нормативной, а последняя близка к нагрузке, создаваемой при очистке сточных вод на уровне передовых предприятий. Это обстоятельство во многом объясняет результаты, полученные в дальнейшем при расчетах по народнохозяйственной модели.

Информация о природоохранных затратах, содержащаяся в формах статистической отчетности, мало приспособлена для использования в экспериментальных расчетах по народнохозяйственным моделям и из-за ее неполноты, и из-за неопределенности ее связи с ликвидируемым благодаря природоохранным мероприятиям загрязнением.

На базе рассчитанных коэффициентов в трех точках (фактическая, нормативная очистка и уровень передовых предприятий) была охарактеризована зависимость между затратами на очистку стоков и экономическим ущербом от загрязнения. Функция ущерба в зависимости от затрат на очистку в общем виде (для всех отраслей) убывающая и нелинейная.

Методика определения коэффициентов затрат на очистку стоков была разработана в монографии (Рюмина, 1980).

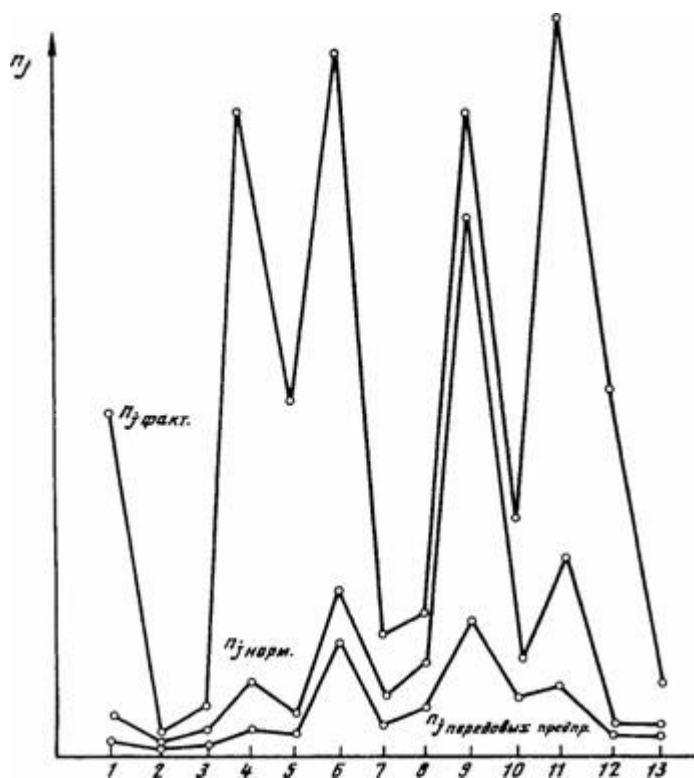


Рис. 13. Коэффициенты условной нагрузки, создаваемой при производстве единицы продукции (для фактического, нормативного и передового уровней очистки сточных вод) по отраслям: 1 — черная металлургия, 2 — цветная металлургия, 3 — угольная, 4 — нефтегазовая, 5 — прочие виды топлива, 6 — электроэнергетика, 7 — машиностроение, 8 — химическая, 9 — лесная, деревообрабатывающая и целлюлозно-бумажная, 10 — промышленность строительных материалов, 11 — легкая, 12 — пищевая, 13 — прочие отрасли

Проведенная работа по сбору и обработке информации позволила перейти к расчетам по народнохозяйственной модели. Первый этап расчетов соответствовал задаче определения нагрузки на реципиентов, экономического ущерба от загрязнения и затрат на очистку стоков при реализации различных вариантов природоохранной деятельности. Реализация этих вариантов осуществлялась путем расчетов по имитационной динамической межотраслевой модели. Второй этап — анализ полученных решений с точки зрения перехода экономики на модель устойчивого развития и выбор варианта природоохранной деятельности, более остальных соответствующего этой цели.

Модель и характер ее эксплуатации

Использовалась имитационная динамическая межотраслевая модель народного хозяйства (Матлин, 1987). В модели задается конечный продукт, соответствующий социальным целевым нормативам, и проверяется возможность производства этого конечного продукта при имеющихся капитальных вложениях, трудовых и материальных ресурсах. Определяются объемы производства всех отраслей, ввод в действие основных фондов, структура капитальных вложений и др.

Отметим, что переход к рыночной экономике не означает отказа от подобных моделей для анализа и прогнозирования развития экономики. Динамические модели экономики используются в развитых капиталистических странах, в том числе и для имитации действия различных рыночных методов экономического регулирования.

Целесообразность использования межотраслевой модели объясняется существенными связями состояния окружающей среды и развития природоохранной деятельности с отраслевой структурой производства. Эти связи выражаются в том, что: отрасли различаются по их воздействию на окружающую среду; проведение природоохранных мероприятий требует поставок продукции других отраслей в заданной материально-вещественной структуре, что должно быть учтено при определении народнохозяйственных пропорций; общие затраты на производство продукции отраслей зависят от природоохранной стратегии (обезвреживание отходов, внедрение

безотходных производств и др.).

Процедура анализа природоохранной деятельности в модели может быть следующей:

- а) разрабатывается сценарий природоохранной деятельности в каждой выделенной отрасли. Количественные характеристики сценария — природоохранные затраты в расчете на единицу продукции (текущие материальные затраты, капитальные вложения, фондоемкость). Вариант безотходного производства является одним из возможных сценариев. Если создание безотходного производства меняет не только коэффициенты природоохранных затрат, но и технологию основного производства, то вносятся изменения в коэффициенты прямых затрат отрасли (с учетом стоимости утилизированной продукции);
- б) модель рассчитывается с заданным вектором конечного продукта и с введением в технологическую матрицу коэффициентов природоохранных затрат, соответствующих рассматриваемому сценарию природоохранной деятельности;
- в) в случае возможности реализации сценария получаем основные показатели развития народного хозяйства;
- г) внемодельно рассчитываем суммарную условную нагрузку на реципиентов загрязнения по годам рассматриваемого периода, соответствующую данному сценарию природоохранной деятельности, используя показатели удельной нагрузки и полученные из модели объемы производства отраслей;
- д) закладывая в модель разные сценарии природоохранной деятельности, имитируем развитие народного хозяйства и получаем разные траектории изменения по годам суммарной нагрузки на реципиентов;
- е) рост суммарной нагрузки интерпретируем как приращение экологического долга, которое является индикатором устойчивости развития.

При таком варианте предполагается сравнение величин суммарной нагрузки, соответствующих разным сценариям, между собой, а также с нагрузкой, принимаемой за допустимую или желательную. Окончательный выбор природоохранной стратегии при этом осуществляется экспертно после проигрывания всех сценариев с учетом траекторий развития народного хозяйства и траекторий изменения экологического долга.

Задача может быть поставлена с более активным воздействием требований по охране среды на показатели развития народного хозяйства: с ограничением на суммарную условную нагрузку, например, соответствующую устойчивому состоянию окружающей среды.

Главная особенность модели состоит в одновременном прогнозировании развития производства и природоохранной деятельности, что дает возможность оценивать каждый вариант экономического развития с точки зрения его экологической устойчивости.

Результаты расчетов по макроэкономической модели с программами водоохранной деятельности

Еще раз отметим, что модель отражает тенденции экономического развития страны, наблюдаемые в начале расчетного периода, и ни в коей мере не претендует на адекватность сегодняшнему ходу событий: инфляции, спаду производства и т.д. Данная модель сегодня может рассматриваться лишь как условный пример учета экологической составляющей развития, дающий нам возможность продемонстрировать необходимость учета показателя экологического долга и перехода к экологически отрегулированным макроэкономическим показателям для определения параметров устойчивого развития. В данном примере используются цены 1990 г., которые позволяют проводить сравнение рассматриваемых сценариев между собой вплоть до 2005 г., но, естественно, далеки от реальных цен настоящего периода.

С учетом этих замечаний перейдем к анализу результатов расчетов.

Экспериментальные расчеты по имитационной динамической межотраслевой модели народного хозяйства дали возможность проследить реакцию народного хозяйства на осуществление различных групп природоохранных программ и проанализировать их влияние на

экологическую устойчивость развития.

Первая группа — пять вариантов водоохранных программ. Программы различаются конечными целями (рис. 14): достижение к 2005 г. во всех отраслях передового (I, II варианты) либо нормативного (III) уровня очистки сточных вод, а также заданными траекториями развития процессов очистки. Один из вариантов (V) состоит в выходе на передовой уровень очистки сточных вод не во всех отраслях, а только в четырех (химическая, лесная, легкая и пищевая), поскольку в процессе расчетов по модели обнаружилось, что ими в начале планового периода создается 80% нагрузки на реципиентов и ими же к 2005 г. создается 70% нагрузки.

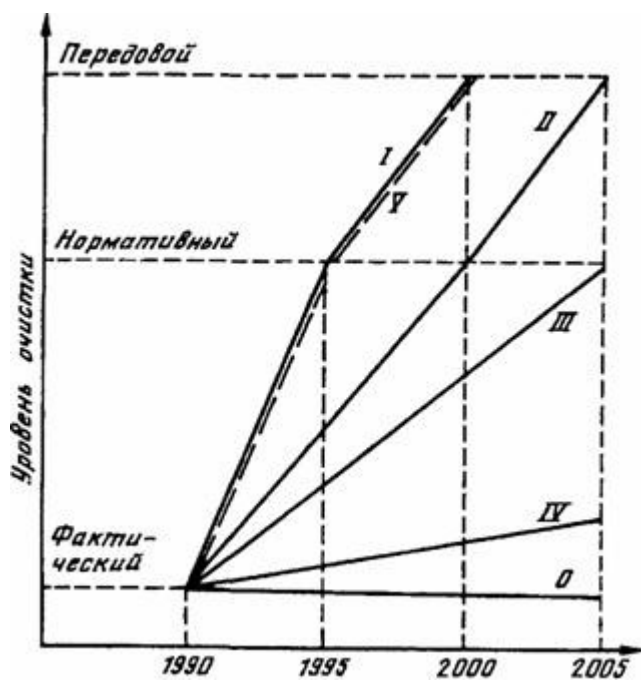


Рис. 14. Характеристика вариантов водоохранных программ (0 — начальный вариант)

В качестве базы для последующего анализа программ охраны водных ресурсов взят начальный вариант, т.е. вариант, информация по которому уже заложена в показатели народнохозяйственной модели.

По каждому из пяти вариантов отдельно проведены оптимизационные расчеты. Этому предшествовал перевод представленной содержательной характеристики вариантов в количественные характеристики, воспринимаемые моделью. Поскольку начальный вариант природоохранной деятельности уже включен в информационную базу модели, то все экономические характеристики остальных вариантов вводились в нее как приращение начальных показателей.

Одним из основных экономических показателей природоохранной программы является фондоемкость очистной деятельности. В среднем по всем отраслям для достижения передового уровня очистки фондоемкость продукции должна быть увеличена на 15%, а для достижения нормативного уровня — на 10%. Именно на такой рост фондов очистных сооружений сориентированы I—III, V варианты; IV вариант характеризуется только увеличением текущих материальных затрат на очистку.

Расчеты проводились с заданным вектором конечного продукта, отражающим целевые социальные показатели. Необходимость изменения вектора конечного продукта может возникнуть в случае несовместимости ограничений модели при изменении ее параметров. В данной модели лимитирующими факторами являются трудовые ресурсы и капитальные вложения, но все-таки ограничения по ним, введенные в модель, оказались не столь напряженными, и в результате расчетов по всем вариантам система оказалась разрешимой. Отметим, что при дальнейшем анализе результатов решения следует, кроме содержательных факторов, учитывать влияние негативных свойств, общих для всех динамических межотраслевых моделей: скачкообразная

динамика некоторых эндогенных переменных моделей (особенно показателей капитальных вложений и вводов в действие основных производственных фондов), свойство неоптимальности, заключающееся в том, что те же или большие величины конечного продукта могут быть получены меньшими производственными затратами валовой продукции и основных фондов.

Полученные объемы валовых выпусков продукции позволили, исходя из созданной системы удельных показателей, определить условную нагрузку на реципиентов в целом по народному хозяйству и по отраслям, а также экономический ущерб от загрязнения водных ресурсов. При анализе полученных результатов надо учитывать, что структура нагрузки по отраслям определяется не только показателями нагрузки на единицу продукции каждой отрасли, но и отражает удельный вес отрасли в объеме производства всей промышленности, т.е. зависит и от отраслевой структуры производства.

Так, например, большой удельный вес условной нагрузки, создаваемой пищевой промышленностью (до 17%), при сравнительно низких показателях условной нагрузки на единицу продукции этой отрасли, объясняется ее значительным объемом производства — до 27% всего объема промышленного производства.

При анализе нагрузок на реципиентов обнаруживается, что в IV варианте снижение удельных нагрузок не компенсирует увеличения суммарной нагрузки, вызванного ростом объемов производства, — во всех отраслях условная нагрузка в 2005 г. выше, чем в 1991 г. В III варианте подобное наблюдается в трех отраслях — машиностроении, лесной промышленности и незначительно в угольной. Это говорит о том, что переход к нормативному уровню очистки не способен сдержать рост загрязнения среды этими отраслями, хотя в целом по промышленности в этом варианте нагрузка снижается за плановый период в 1,7 раза. Передовой уровень очистки (варианты I, II, V) обеспечивает темп снижения нагрузки, опережающий темп роста объемов производства во всех отраслях.

Экономический ущерб от загрязнения, соответствующий результатам расчетов, отражен на рис. 15. Максимальное снижение экономического ущерба от загрязнения водных ресурсов, обеспечиваемое I и II вариантами водоохранных программ, составляет в 2005 г. 6,5 раз: с 14,9 млрд руб./год до 2,3 млрд руб./год (в ценах 1990 г.). Как мы оговорились выше, поскольку основной задачей расчетов на данном этапе является демонстрация предлагаемой концепции перестройки методологии экономического анализа и возможностей с ее помощью выбора вариантов экономического развития, соответствующих устойчивому развитию, то вопросы учета инфляционных процессов не рассматривались.

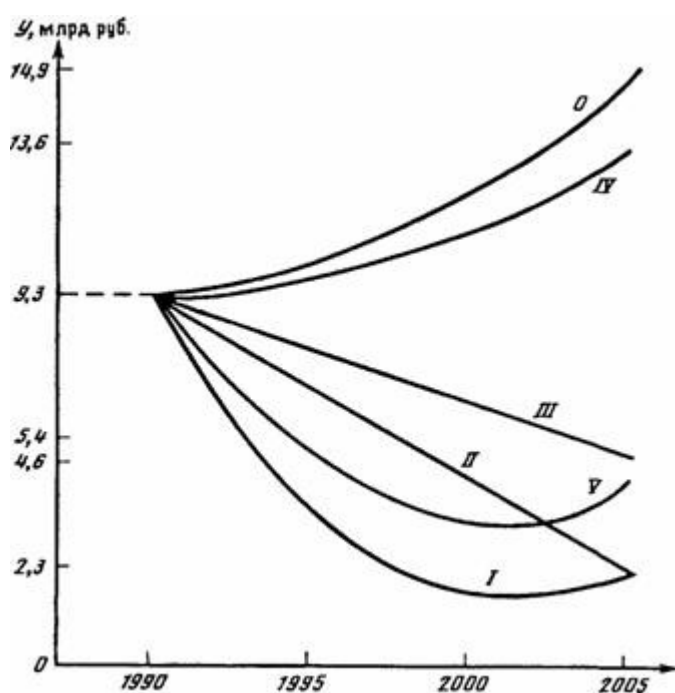


Рис. 15. Экономический ущерб от загрязнения водной среды по вариантам природоохранных программ (0 — начальный вариант)

Дальнейший анализ результатов проведем по двум направлениям:

1) традиционный для экономического анализа путь сравнения вариантов водоохранной деятельности по их экономической эффективности, т.е. сравнение затрат и результатов;

2) сравнение вариантов с точки зрения их соответствия устойчивому развитию, с использованием предложенных экологически отрегулированных макроэкономических показателей.

Первое направление.

Обратимся к капитальным вложениям. При этом пока не будем выделять капитальные вложения, направляемые на создание фондов очистной деятельности, а исследуем более полные показатели — общее увеличение капитальных вложений в каждом варианте расчетов по сравнению с начальным вариантом, вызванное включением в модель различных водоохранных программ. При таком анализе будут учитываться капитальные вложения, необходимые для обеспечения очистной деятельности дополнительно всеми материальными ресурсами: электроэнергией, химическими реагентами, фондами. Следует поэтому отличать эти капитальные вложения от тех капитальных вложений, которые в балансе народного хозяйства направляются непосредственно в охрану окружающей среды. Для дальнейшего анализа нам будут необходимы превышения величин капитальных вложений по вариантам над величиной капитальных вложений начального варианта. VI варианте дополнительные капитальные вложения составили за весь период (с учетом дисконта времени) 60,8 млрд руб., во II варианте -55,8 млрд руб., в III варианте -41,7 млрд руб., в IV варианте — 12,5 млрд, в V варианте — 20,3 млрд руб.

Заметно выделяется эффективностью V вариант, в котором водоохранные программы реализуются не во всех отраслях, а в четырех -машиностроении, лесной, легкой и пищевой. Это объясняется тем обстоятельством, что в этих отраслях, более других загрязняющих водоемы, водоохранные мероприятия осуществляются в настоящее время на чрезвычайно низком уровне, в то время как небольшие по затратам мероприятия в этих отраслях способны дать значительный эффект снижения загрязнения водных ресурсов.

Сравнение V варианта с I вариантом показывает, что дальнейшее предотвращение экономического ущерба достигается значительно большими затратами, чем в пределах V варианта. Так, дополнительное по сравнению с V вариантом предотвращение экономического ущерба в размере 7 млрд руб. требует увеличения капитальных вложений в народное хозяйство на 40 млрд руб., тогда как предотвращение экономического ущерба на сумму 40,6 млрд руб. в V варианте достигается за счет 20,3 млрд руб. дополнительных (по сравнению с начальным вариантом) капитальных вложений.

Этот результат еще раз подтверждает вывод об ограниченных пределах эффективности очистки сточных вод и необходимости поиска технологических путей снижения отходоёмкости производств.

Приведенный здесь анализ эффективности осуществления водоохранных мероприятий отличается от методики расчета эффективности, представленной во Временной типовой методике (1986). Мы специально сначала обратились к исследованию дополнительных капитальных вложений во все народное хозяйство (в отличие от Методики 1986 г., где рассматриваются капитальные вложения, необходимые для создания только фондов очистных сооружений), чтобы показать влияние природоохранных программ на изменение инвестиционных потребностей всех звеньев народного хозяйства. Чтобы реализовать эффективные природоохранные программы, недостаточно ввести в действие новые очистные сооружения, необходимо расширить мощности химической промышленности, машиностроения, электроэнергетики и других отраслей, обеспечивающих природоохранную деятельность необходимым сырьем и материалами. Оценка дополнительных капитальных вложений во все народное хозяйство необходима еще и потому, что капитальные вложения являются одним из основных лимитирующих факторов в народном хозяйстве. По нашим расчетам капитальные вложения в создание фондов очистных сооружений составляют одну треть капитальных вложений в народное хозяйство, связанных с реализацией водоохранных программ.

Далее, следуя Методике 1986 г., определим наилучший вариант рассмотренных водоохранных программ по критерию:

$$\Delta Y_{\text{сум}} - \Delta Z_{\text{сум}} \rightarrow \max,$$

$$\Delta Z_{\text{сум}} = \sum_{t=1}^{15} (\Delta k_t + \Delta c_t / (1 + E_{\text{н.п.}})^t);$$

где Δk_t и Δc_t — дополнительные по отношению к

начальному варианту капитальные вложения и эксплуатационные расходы;

$$\Delta Y_{\text{сум}} = \sum_{t=1}^{15} \Delta Y_t (1 + E_{\text{н.п.}})^t$$

— предотвращенный экономический ущерб от загрязнения водных ресурсов в сравнении с начальным вариантом.

Необходимая информация для расчета эффективности водоохранных программ по Методике 1986 г. содержится в табл. 3.

Вариант	Предотвращенный экономический ущерб (сверх начального варианта) (млрд. руб.)	Дополнительные кап. вложения в водоохранные мероприятия (млрд. руб.)	Дополнительные эксплуатационные расходы (млрд. руб.)	Дополнительный по сравнению с начальным вариантом народно-хозяйственный экономический эффект (млрд. руб.)
I	47,6	20,7	35,3	-8,4
II	44,7	19,0	24,0	1,7
III	26,9	14,2	16,0	-3,3
IV	3,3	4,2	15,9	-16,8
V	40,6	7,0	24,2	9,4

Таблица 3 Расчет суммарного народнохозяйственного экономического эффекта за период 1991-2005 гг. (в сравнении с начальным вариантом)

Самым эффективным и здесь оказывается V вариант, в котором народнохозяйственный эффект за плановый период составляет 9,4 млрд руб. Критерий эффективности, принятый в Методике, соответствует задаче поиска экономического оптимума загрязнения. В Методике экономический оптимум загрязнения определяется решением задачи:

$Y + Z \rightarrow \min$, где Y — экономический ущерб от загрязнения, Z — природоохранные затраты. Поскольку до сих пор мы оперировали дополнительными по отношению к начальному варианту величинами, то в принятых нами обозначениях критерий выглядит следующим образом:

$$Y_0 - \Delta Y + Z_0 + \Delta Z \rightarrow \min,$$

где F_0 и Z_0 — соответственно экономический ущерб и природоохранные затраты в начальном варианте.

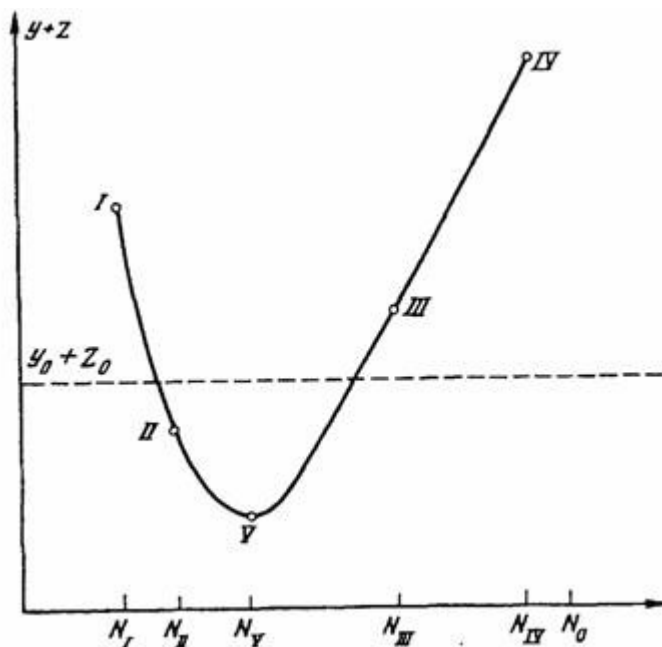


Рис. 16. Суммарные издержки загрязнения по вариантам природоохранных программ

Значения этой целевой функции в точках, соответствующих рассмотренным вариантам, приведены на рис. 16. Этот рисунок порождает соблазн перехода к терминологии концепции экономического оптимума загрязнения. Однако следует учесть, что исследованные варианты могут лишь приблизительно определить вид интересующей нас функции. Вполне возможно, что существуют более эффективные варианты водоохранной деятельности в интервале между II и III вариантами. Кроме того, надо иметь в виду, что здесь мы рассматриваем конечные приращения, а не бесконечно малые, поэтому нельзя говорить и о предельных оценках. Но все-таки и полученные результаты уже позволяют сделать некоторые выводы о направлении развития водоохранной деятельности.

Во-первых, показано, что рассмотренные варианты водоохранных программ не способны полностью исключить негативное воздействие производства на окружающую среду. Варианты учитывали внедрение передовых методов охраны водных ресурсов, отражающих мировые достижения и отечественные разработки. Однако в результате формирования необходимой информации обнаружилось, что отраслевые прогнозы развития водоохранной деятельности в основном сориентированы на развитие методов очистки сточных вод, а не на совершенствование технологических процессов основного производства путем внедрения маловодных и малоотходных технологий. Это говорит о том, что названные мероприятия хотя и признаются более эффективными для охраны водных ресурсов от загрязнения, но удельный вес их во всей системе водоохранной деятельности долго еще будет незначительным, не оказывающим решающего воздействия на состояние водной среды.

Во-вторых, если раньше предполагалось, что экономическая эффективность очистки сточных вод начнет падать где-то в отдаленной перспективе развития технологии очистки, то результаты расчетов показали, что этот технический уровень уже достигнут. Экономическая эффективность снижения экономического ущерба от загрязнения может возрасти с появлением принципиально новых технологий, характеризующихся большим экологическим результатом при меньших затратах. Повсеместное же внедрение известных сегодня передовых методов очистки не соответствует экономическому оптимуму загрязнения среды. На данном уровне экономически более выгодным является ограничение внедрения передовых методов очистки несколькими отраслями. Дальнейшее снижение нагрузки на реципиентов путем очистки стоков в остальных отраслях требует значительно больших затрат. Более выгодным экономически может стать совершенствование самих технологий производства с целью снижения их отходоёмкости.

Расчет экономической эффективности внедрения малоотходных технологий принципиально не отличается от проведенного здесь исследования. Представленная процедура оценки экономической эффективности водоохранных мероприятий и методологически, и методически

может быть распространена на исследование любых природоохранных мероприятий.

В-третьих, расчеты показали, что затраты на охрану окружающей среды — не вычет из национального дохода, они не только оправданы с экологической точки зрения, но и дают положительный народнохозяйственный эффект. Игнорирование этих результатов, обусловленных предотвращенным экономическим ущербом от загрязнения, поставило природоохранную деятельность в роль просительницы, тогда как в действительности она представляет собой выгодную сферу вложения экономических средств. Становится совершенно очевидным, что согласование экономических и экологических интересов общества невозможно без введения в практику экономического анализа и прогнозирования показателей экономического ущерба от загрязнения среды.

Как видим, первое направление анализа вариантов служит задаче определения рациональных масштабов природоохранной деятельности с точки зрения традиционно понимаемой ее экономической эффективности и уводит нас от выбора варианта, соответствующего устойчивому состоянию среды. Представленная схема анализа может быть целесообразна только в том случае, если мы имеем несколько вариантов, каждый из которых обеспечивает устойчивое состояние окружающей среды.

Второе направление анализа непосредственно относится к поиску путей выхода на модель устойчивого развития.

Важное значение здесь имеет вопрос о допустимости полученных суммарных величин условной нагрузки, т.е. об их соответствии устойчивому состоянию водной среды. Это, по существу, вопрос критерия качества окружающей среды.

Один из возможных подходов к оценке допустимости суммарной величины нагрузки основан на сравнении ее с общей величиной нагрузки, соответствующей периоду времени, который может считаться благополучным с точки зрения состояния окружающей среды. В ряде исследований в качестве такого года принимается 1965 год. Нам удалось собрать информацию, необходимую для расчета условной нагрузки, начиная с 1960 г. (рис. 17).

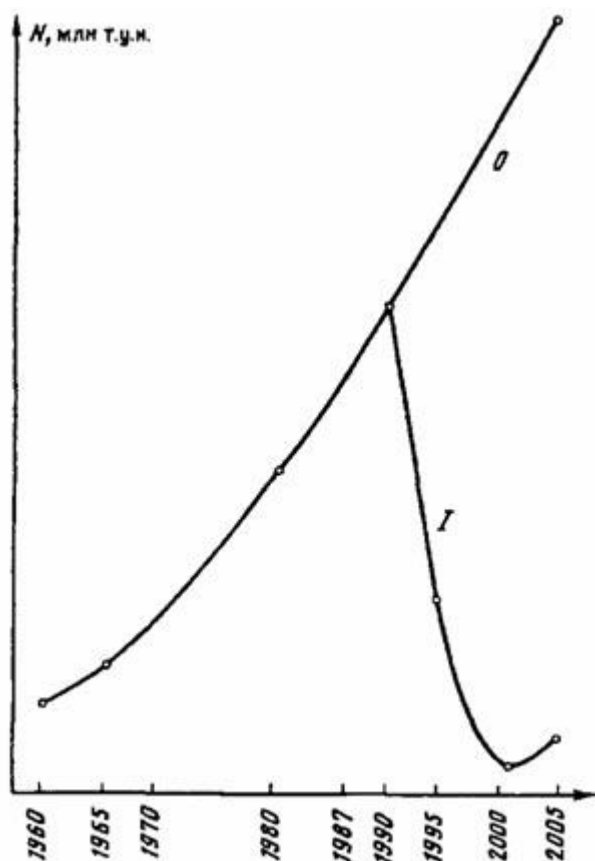


Рис. 17. Ретроспектива и прогноз воздействия промышленности на водную среду (0 -начальный вариант)

Как видим, негативное воздействие промышленности на водные ресурсы возросло в 2,5 раза — с 12 млн т.у.н. в 1965 г. до 31 млн т.у.н. в 1987 г. Конечно, нагрузка в 12 млн т.у.н. не может считаться эталоном, так как и 1965 г. не был идеальным по состоянию окружающей среды, но все-таки именно после него — в начале 70-х годов медики и биологи стали обнаруживать рост заболеваний, вызванных загрязнением среды. Кроме того, надо учитывать процесс накопления вредных веществ в среде, а не только текущие их выбросы, которые в связи со сказанным должны быть ниже уровня 1965 г., если мы хотим вернуться к состоянию среды, соответствующему тому времени и принятому здесь в качестве устойчивого.

При повсеместном внедрении передовых методов борьбы с загрязнением водной среды (I вариант) снижение суммарной нагрузки до уровня 1965 г., т.е. до 12 млн т.у.н., может быть достигнуто лишь через 7 лет после начала осуществления водоохранных программ, а до уровня 1960 г. — через 9 лет. Варианты III, IV, V не обеспечивают этих уровней в течение всего рассмотренного периода прогнозирования. Рис. 17 позволяет сравнить динамику фактических показателей условной нагрузки за период 1960-1987 гг. и динамику показателей нагрузки, полученных при расчетах по I варианту водоохранных программ за 1990-2005 гг. С учетом негативного воздействия накапливаемых в среде загрязнителей можно сказать, что при условии значительной активизации водоохранной деятельности мы возвращаемся к уровню 1960 г. только через 45 лет.

Таким образом, с точки зрения достижения устойчивого состояния водной среды единственно приемлемым является I вариант экономического развития.

В данной модели мы перешли к выбору варианта, соответствующего устойчивому развитию, путем сравнения величин экономического ущерба (рассматриваемых здесь как приращение экологического долга) только потому, что величина ВВП, по схеме построения модели, во всех вариантах задается на одном и том же уровне. Экологически отрегулированная величина ВВП (эВВП), т.е. величина ВВП, которой может распоряжаться данное поколение, равна: эВВП — ВВП — У. В I варианте она достигает наибольшего, по сравнению с другими вариантами, значения.

Этот вариант совмещает в себе две стороны устойчивого развития: устойчивое состояние водной среды и устойчивый, постоянный экономический рост (обеспечиваемый заданной траекторией изменения конечного продукта).

Заметим, что мы здесь проявляем осторожность при количественном представлении предлагаемых экологически отрегулированных макропоказателей в наших вариантах. Это объясняется следующими обстоятельствами. Во-первых, как мы говорили выше, требует уточнения коэффициент, переводящий условную нагрузку в экономический ущерб; во-вторых, вычислительный эксперимент учитывал только загрязнение водной среды и только промышленность как источник этого загрязнения. Если же учесть, что в структуре экономического ущерба доля ущерба от загрязнения воды равна в индустриальном мире 20-35%, а сброс в поверхностные водные объекты загрязняющих веществ промышленностью, по отечественной статистике (Охрана окружающей среды, 1993), составляет 50%, то наши результаты близки к выводам мировой статистики, где экономический ущерб от загрязнения окружающей среды для нашей страны оценен приблизительно в 8% от ВВП (Pearce, Warford, 1993). Этот ущерб в будущем проявится не только через ухудшение экологической составляющей благосостояния (как в высоко развитых странах, где экономический ущерб колеблется в пределах от 1 до 5% ВВП), но и в форме снижения производственного потенциала, т.е. недополученного национального дохода, или высоких процентов по экологическому долгу.

С учетом поправок, необходимых для обобщения полученных результатов на весь экономический ущерб от загрязнения окружающей среды, в нашей модели экологически отрегулированные показатели ВВП на конец прогнозируемого периода получаются меньше традиционно рассчитываемых на 3-15% в зависимости от рассматриваемого сценария развития. Именно такими объемами потерь для будущих поколений мы пренебрегаем и именно такая по объему часть ВВП необоснованно предоставляется настоящему поколению, когда мы оперируем экологически не отрегулированными экономическими показателями и на их основе выбираем стратегию экономического развития.

Итак, анализ, проведенный по двум направлениям, показал, что они служат двум

принципиально различным целям. Для поиска путей устойчивого развития необходим выбор программ природоохранной деятельности с учетом величины экологически отрегулированного показателя ВВП, т.е. с учетом приращения экологического долга. Такой подход служит регулированию отношений между поколениями по поводу состояния окружающей среды. Если же не учитывать интересы будущих поколений, то настоящее поколение будет выбирать программы в соответствии только с критерием экономической эффективности. Для того, чтобы преодолеть такой разрушительный, с точки зрения истории, эгоистический взгляд каждого поколения на окружающую среду и перейти на траекторию устойчивого развития, необходимо перестроить методологию экономического анализа, предоставив в ней одно из основных мест показателю экологического долга.

4.5. Трансформация целевых установок устойчивого развития от глобальных — к локальным

Цели устойчивого развития меняются при переходе от одного пространственного уровня к другому. Проблема изменения характера развития общества возникла в связи с усилившейся угрозой исчезновения человека как биологического вида. Поскольку эту угрозу породило само человечество, то единственный выход для него из сложившейся ситуации — это изменение своего поведения.

Эта цель была провозглашена в Рио-де-Жанейро для глобального уровня — для всей планеты. Поскольку сохранение биоразнообразия, в том числе сохранение такого биологического вида как человек, — это экологическая проблема, то и задача устойчивого развития получила экологическое звучание.

После планетарного уровня следует уровень отдельных государств. Многие страны приняли программу действий на XXI в., так как осознали угрозу исчезновения человека. Однако было бы странным, если бы одна отдельно рассматриваемая страна поставила перед собой в качестве государственной задачу сохранения человека как биологического вида. На уровне страны в аспекте этой задачи разумнее говорить об улучшении условий существования людей. Такая задача способствует сохранению человеческого рода и в то же время соответствует уровню отдельных государств. Именно ставя задачу подобным образом, каждая страна может учесть свою специфику проблем выживания человечества. Для одних стран основной задачей при этом может быть борьба с голодом, для другой — снижение рождаемости, для третьей — охрана окружающей среды. Таким образом конкретизируется в каждой стране глобальная цель устойчивого развития. Как видим, эта цель на государственном уровне, кроме экологического, приобретает еще и экономическое звучание, так как, например, борьба с голодом — это задача экономического развития.

Цель устойчивого развития государственного уровня далее конкретизируется при переходе к региональному уровню, поскольку характеристики развития могут значительно различаться по территории государства. В частности, обычно в стране выделяются более или менее загрязненные регионы. Многие другие условия жизни (а значит, и выживания) людей различаются и обеспечиваются в системе регионального управления, решающего задачи социально-экономического развития — проблемы здоровья населения, преступности, загрязнения среды и др.

И в конце концов цель глобального уровня, которая отражает действительно новый этап в развитии всего человечества, над которым нависла угроза исчезновения, по существу превращается на региональном уровне в давно и хорошо известные цели, формулируемые в концепциях социально-экономического развития регионов.

Поэтому, когда в настоящее время разрабатываются концепции устойчивого развития отдельных регионов, повторяющие положения концепций социально-экономического развития, для большинства населения остается непонятным такое переименование по сути одной и той же программы. А это непонимание, в свою очередь, формирует недоверие к необходимости их принятия и выполнения. Поэтому недопустимо замалчивание тождественности концепций устойчивого развития, разрабатываемых сейчас для областей и регионов, и ранее существовавших концепций их социально-экономического развития. При этом желательно разъяснение связи

сегодняшних программ с глобальной целью устойчивого развития — сохранением человека как биологического вида, что обуславливает крайнюю необходимость выполнения региональных программ.

Конечно, нельзя строго математически доказать, что все региональные программы устойчивого развития в сумме обеспечивают сохранение человечества, но бесспорно, что решение региональных задач является необходимым условием достижения этой глобальной цели.

Концепция устойчивого развития региона должна отражать: реальную социо-эколого-экономическую ситуацию в регионе; специфику региона с глобальной точки зрения на устойчивое развитие, т.е. особенности условий выживания человека именно на данной территории как биологического вида. На основе этих двух задач вырабатываются приоритетные направления развития региона — пути устойчивого его развития.

Для российских регионов эти направления в принципе не стали новыми после провозглашения перехода к устойчивому развитию. Системой мер достижения устойчивого развития в регионах России являются: во-первых, структурная перестройка экономики; во-вторых, решение социальных проблем и, в-третьих, улучшение качества окружающей среды.

Признание отсутствия противоречий между задачами устойчивого развития и путями их решения, с одной стороны, и прошлыми задачами социально-экономического развития — с другой, позволяет максимально использовать полученные ранее в этой области результаты.

Полностью соответствующей сегодняшним задачам построения модели устойчивого развития можно считать модель природно-хозяйственного комплекса, практически реализованную на примере Байкальского региона (Гурман, 1990). Дополнительной проработки в ней требует социальный блок.

Поскольку модель в первую очередь нацелена не на описание внутренней структуры и процессов экономического, экологического и социального блоков, а на отражение их взаимодействий и взаимозависимостей, то и работы по учету социальных проблем должны вестись в этом же русле.

Социальные проблемы многообразны, но среди них важно, во-первых, выделить основные и производные от них и, во-вторых, (учитывая структуру модели) выделить среди основных проблем формируемые экономическим и экологическим блоками, а также воздействующие на эти блоки. Такие проблемы как безработица и бедность, получившие особое внимание в работе (Токсанбаева, 1997), по-видимому, могут рассматриваться как основные и, кроме того, отвечают цели и структуре модели (Гурман 1990). Соответствующие им показатели тесно взаимодействуют с экономическими процессами как прямой, так и обратной связью. Кроме того, они во многом определяют остальные аспекты социальной жизни региона, которые благодаря этому могут специально не включаться в социо-эколого-экономическую модель. Для анализа внутренней структуры социального блока два основных его показателя (безработица и бедность) через процедуру их дезагрегирования способны дать более полную картину социальной обстановки в регионе. Под названной процедурой мы имеем в виду использование зависимостей различных социальных показателей от бедности и безработицы, которые предполагается выявить путем социологического обследования.

В экономическом блоке модели (Гурман, 1990) основными показателями являются объемы отраслевых выпусков продукции, благодаря чему экологический блок получает для себя необходимую экзогенную информацию. Поскольку мы допускаем линейность зависимости объема загрязнения от объема производства, то взаимодействие двух блоков в модели можно считать налаженным.

Однако вряд ли непосредственно через объемы производства можно связать экономический блок с социальным. Здесь уже необходимо переходить к структуре валового продукта, так как доходы населения формируются в основном за счет заработной платы и многие социальные проблемы решаются из средств государственного бюджета. Для социального блока имеют важное значение такие элементы экономического блока как налоговая система и бюджетная политика. В основной модели экономического блока системы (Гурман, 1990) — межотраслевом балансе — эти аспекты теоретически должны отражать четвертый квадрант, который практически мало когда

достраивается в шахматной таблице баланса. В социо-эколого-экономической модели этот квадрант чрезвычайно важен, поскольку именно через него целесообразно связать развитие экономики и социальные процессы.

Обратное воздействие социального блока на экономический состоит во влиянии социальной обстановки на формирование структуры материальных потребностей населения, что в некоторой степени найдет отражение в структуре конечного продукта межотраслевого баланса, а также в структуре четвертого квадранта, описывающего перераспределение вновь созданной стоимости.

Представляется менее значимым влияние социального блока на экологический, так как все-таки основное негативное воздействие на окружающую среду оказывают производственные процессы.

Экологический блок, в свою очередь, не пассивен, он активно влияет как на экономические, так и на социальные процессы. Его влияние на экономику достаточно полно отражается показателями экономического ущерба от загрязнения окружающей среды и показателями истощения запасов природных ресурсов (Рюмина, 1995; Гурман, 1996). Влияние экологической ситуации на социальные аспекты жизни, прежде всего, обнаруживается в показателях, отражающих здоровье населения.

Этот краткий экскурс по каналам взаимодействия блоков социо-эколого-экономической модели (Гурман, 1996) показывает, что эта модель полностью соответствует целям устойчивого развития в их интерпретации применительно к региону и способна определить оптимальную программу комплекса мероприятий, которые выведут регион на траекторию такого развития. Первые результаты по использованию модели в этом направлении представлены нами в работе (Гурман, Кульбака, Рюмина, 1999).

Глава 5: МЕТОДЫ УПРАВЛЕНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕМ

5.1. Сравнительный анализ методов управления охраной окружающей среды

Основные подходы к управлению охраной окружающей среды -прямой, директивный контроль и налоги на выбросы.

В настоящее время во всем мире главным инструментом экологической политики является прямой контроль. Так, например, федеральное правительство США через Агентство по охране окружающей среды определяет стандарты качества воды и воздуха и требует от правительств штатов и местных властей вводить правила, гарантирующие достижение этих целей. Ниже мы вернемся к вопросам реализации стандартов качества окружающей среды, а сейчас перейдем к налогам. В узком, первоначальном и наиболее распространенном понимании налоги связываются с выполнением функции финансирования государственной деятельности и, в частности, мероприятий по охране окружающей среды, проводимых государством. В этом смысле налоги устанавливаются независимо от вклада каждого предприятия, пропорционально, например, прибыли. При этом государство получит необходимый объем средств для финансирования намеченных мероприятий, но такая система налогообложения не исключает роста загрязнения среды.

Налоги могут устанавливаться иным способом, отражающим их регулирующую функцию, которой уделяется все большее внимание в последнее время.

Многие страны отказались от взгляда на налоги только как на источник финансирования государственных расходов и успешно используют их в качестве инструмента экономического регулирования. Так, например, в Швеции в годы подъема взимался налог на инвестиции для сдерживания их роста, а в периоды экономического спада он снижался или отменялся в целях поощрения роста капиталовложений. Как инструмент экономического регулирования налоги могут быть эффективны и в области охраны окружающей среды. Для этого они, в отличие от первого, уже рассмотренного варианта налогообложения, должны быть связаны с уровнем

загрязняющей деятельности предприятия.

Если при прямом контроле загрязнение запрещается, то при системе налогов загрязнение разрешается, однако при этом налоги назначаются таким образом, чтобы предприятия были заинтересованы снижать загрязнение.

Различие двух систем налогообложения, отвечающих функциям финансирования и регулирования, рассмотрим с помощью рис. 18.

Первому случаю, когда налоги назначаются независимо от объема загрязнения, выбрасываемого предприятием, отвечает линия предложения, совпадающая с осью ординат, т.е. прямая $0V$, — услуги по обезвреживанию загрязнения предоставляются предприятиям бесплатно. В этом случае количество загрязнения будет максимальным, что означает отсутствие у предприятия каких-либо стимулов к сокращению выброса вредных веществ. Рост загрязнения, естественно, будет вызывать рост ставки налога, который изымается для финансирования мероприятий по обезвреживанию этих растущих объемов загрязнения. Таким образом, введение налогов при бесплатном предоставлении услуг по обезвреживанию вызывает рост загрязнения и, отсюда, рост налогов. Иная ситуация складывается при системе налогообложения, регулирующей процесс образования вредных отходов. На рис. 18 такой системе соответствует график наклонной функции предложения услуг по обработке отходов. При данном расположении функций спроса и предложения количество загрязнения много меньше максимального и соответствует точке пересечения этих функций. Снижение количества загрязнения при налогах, изымаемых в зависимости от загрязняющей деятельности каждого предприятия, происходит благодаря внедрению малоотходных технологий, использованию вторичных ресурсов и т.п., т.е. за счет регулирования самих процессов образования отходов.

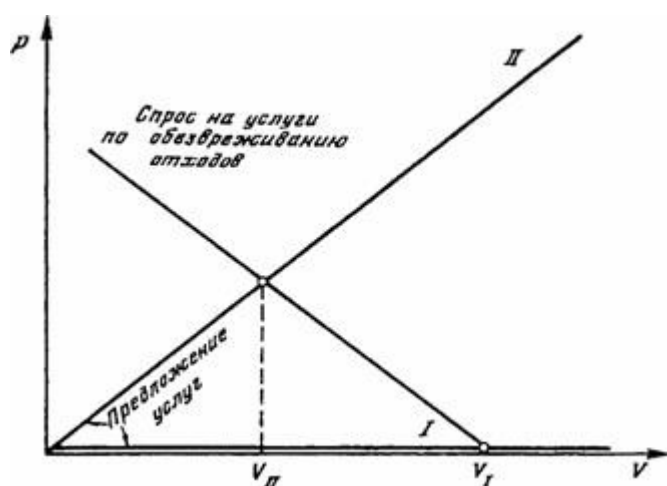


Рис. 18. Сравнение двух видов налогов на загрязнение

Очевидна эффективность второй системы налогообложения. Теперь покажем эффективность налогов в сравнении с прямым контролем. Во-первых, последний требует хорошо отлаженного механизма в юридической системе, предполагающего поиск и наказание нарушителей. Однако наказание, как показывает практика, носит чисто символический характер и не побуждает предприятия к действенным мерам по охране окружающей среды.

Во-вторых, даже если предприятия выполняют требования директивной программы, они никогда не пойдут дальше в сокращении загрязнения. В отличие от этого при системе налогов предприятия заинтересованы в как можно большем снижении загрязнения, так как за счет этого снижения происходит экономия в уплате налогов.

В-третьих, система налогообложения способна достичь заданного уровня состояния среды с меньшими затратами, чем система прямого контроля. Это происходит за счет того, что если при прямом контроле выполнение требований предполагает равномерное распределение заданий на снижение загрязнения по предприятиям, независимо от эффективности очистной деятельности на каждом из них, то при налоговой системе распределение иное. Здесь большую долю работы

добровольно берет на себя предприятие, затраты которого на очистку ниже налогов на выбросы.

Однако налоговый подход имеет и ряд недостатков в сравнении с прямым контролем, которые определяются следующими ситуациями.

Во-первых, когда опасность загрязнения требует обязательного запрета любого его выброса. В этом случае не может быть и налога на несуществующие выбросы.

Во-вторых, в кризисных случаях загрязнения среды, требующих срочных мер по сокращению выбросов.

В-третьих, при отсутствии измерительных приборов, когда нет возможности определить количество выбросов, определяющее сумму налогов. Последнее обстоятельство является причиной того, что в управлении охраной окружающей среды преобладают методы прямого контроля.

Функцию финансового стимулирования снижения ущерба от загрязнения выполняют, кроме налогов, такие меры как субсидии и разрешения на выбросы.

Отличие субсидий от налогов состоит в том, что первые принимают форму вознаграждения, а вторые — форму взыскания. Таким образом, являясь финансовыми стимулами для сокращения загрязнения, они различаются по их психологическому восприятию и по точке отсчета загрязнения.

Субсидии выдаются либо как вознаграждение за снижение выбросов ниже некоторого базового уровня, либо как оплата стоимости оборудования по контролю загрязнения.

Дотация на покупку контрольного оборудования эффективна тогда, когда она изменяет поведение предприятия относительно выбросов. Например, когда это оборудование позволяет ему уяснить выгоды от утилизации отходов и повторного их использования. Субсидии могут быть предоставлены также муниципалитетам, которые не имеют достаточно средств на природоохранные мероприятия.

Что касается второго типа субсидий — вознаграждения, то здесь мы имеем то же стимулирующее воздействие, что и в случае налогов. В обоих случаях, чем больше выбросы, тем хуже финансовое положение предприятия либо потому, что оно получает меньшую дотацию, либо за счет увеличения налога. Однако при этом сходстве существует большое различие между результатами действия налогов и субсидий.

Если налоги сокращают масштабы производств, загрязняющих среду, то субсидии, наоборот, поощряют расширение таких производств. Субсидии, сокращающие удельные выбросы, приводят к увеличению суммарного выброса, так как увеличивают выпуск соответствующей продукции. Этот парадокс иллюстрирует рис. 19.

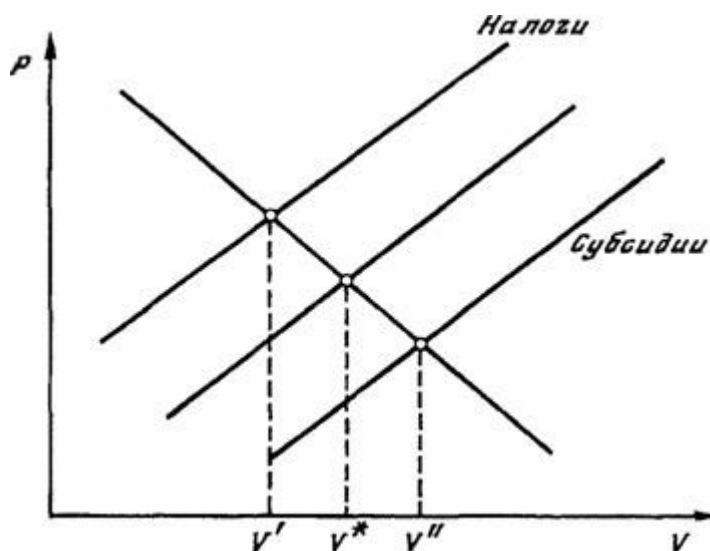


Рис. 19. Влияние налогов и субсидий на количество загрязнения

Налог на выбросы увеличивает затраты на обезвреживание и сдвигает кривую предложения вверх. Равновесное количество загрязнения при этом переходит в точку V' , означающую снижение выбросов. Субсидия же снижает затраты и сдвигает кривую предложения вниз. Снижение затрат привлекает в эту отрасль дополнительные фирмы, и выпуск продукта, загрязняющего среду, растет, увеличивая количество загрязнения с величины V^* до V'' .

Субсидии, стимулируя каждое предприятие к снижению выброса, одновременно привлекают в отрасль другие предприятия, загрязняющие среду. В результате субсидии могут дать обратный эффект и взамен сокращения загрязнения, на что они изначально направлены, в действительности, увеличивают количество отходов.

Таким образом, можно сказать, что улучшению состояния окружающей среды больше служат налоги, чем субсидии. В то же время политически внедрение субсидий происходит легче, чем внедрение налогов, вызывая меньшую оппозицию.

Теперь исследуем связь устанавливаемых стандартов качества окружающей среды с рассматриваемыми мерами. Очевидно наличие связи стандартов с прямым контролем — последний направлен на достижение и поддержание заданного состояния среды. Связь же стандартов и налогов (или субсидий) не столь однозначная, но она существует, и налоги назначаются исходя из заданий на качество среды.

Можно сделать общее замечание, что все меры экологической политики (директивные, финансовые, рыночные) прямо или косвенно служат достижению определенного состояния окружающей среды. В связи с этим и при переходе от директивного управления охраной окружающей среды к экономическим методам и рыночным отношениям важное место сохранит за собой моделирование состояния окружающей среды, которое мы привыкли называть планированием. Введение рыночных отношений расширяет средства реализации стандартов качества среды, но ни в коей мере не отрицает необходимости их определения.

Отождествление планирования состояния окружающей среды с директивным контролем происходит, по-видимому, потому, что между ними существует однозначная зависимость. При экономических методах управления охраной окружающей среды эта зависимость принимает неоднозначный характер, зачастую скрывающий подчиненность этих методов достижению запланированных стандартов качества среды.

Менее скрытой, чем при налогах, эта связь оказывается в системе финансового стимулирования охраны окружающей среды, связанной с разрешениями на выбросы.

При этой системе с помощью моделей планирования состояния среды определяется допустимое количество выбросов и в соответствии с этим количеством выпускаются разрешения на выбросы. Далее эти разрешения предлагаются для продажи по цене, определяемой соотношением спроса и предложения. Очевидно, что цена увеличивается при малом количестве разрешений и большом числе предприятий, осуществляющих выбросы. Цена падает при большом количестве разрешений и малом (относительно этого количества разрешений) числе предприятий-загрязнителей.

Общее в налогах и разрешениях на выбросы — это то, что они являются барьерами на пути загрязнения среды, их введение делает чрезмерно дорогим продолжение выбросов в тех же масштабах, которые были ранее.

Преимущество разрешений на выбросы в сравнении с налогами состоит в том, что максимальный выброс, его потолок, задан заранее органами по охране окружающей среды, о чем мы говорили выше. Поэтому выпущенное количество разрешений гарантирует допустимость общего количества загрязнения. В случае налогов такой количественной определенности нет. Количество загрязнения зависит от налоговой ставки и от того, как предприятия реагируют на нее.

Второе преимущество разрешений на выбросы состоит в устойчивости относительно инфляции. Эффективность налога снижается при инфляции, поэтому приходится постоянно пересматривать налоговую ставку, что, как было отмечено, вызывает недовольство налогоплательщиков. В отличие от этого, в случае разрешений на выбросы инфляция не влияет на количество загрязнения — оно задается выпуском разрешений. Инфляция может поднять вместе с ценами на товары и цену разрешений.

Недостатком разрешений на выбросы является политическая непривлекательность скорее не самого подхода, а его названия. Многих не устраивает сама возможность разрешения выбросов. Этот спор аналогичен обсуждению вопроса о приемлемости понятия "уровень загрязнения среды" и замене его понятием "уровень чистоты среды".

Разработка и внедрение рыночных методов управления природопользованием направлены на:

- поиск и использование источников финансирования природоохранной деятельности, не претендующих на средства государственного бюджета;
- повышение экономической и экологической эффективности природоохранной деятельности.

В настоящее время рыночные методы представлены в мировой практике управления природопользованием главным образом в форме торговли разрешениями на выбросы и экологического страхования.

Здесь работает ценовой механизм рынка при определении цены разрешений и условий экологического страхования.

В настоящее время в США рыночное направление получило развитие в форме торговли выбросами. Торговля осуществляется в соответствии с двумя программами: компенсации выбросов и принципа пузыря (Baumol, 1988).

Программа компенсации выбросов состоит в следующем. В регионе предприятия осуществляют выбросы в соответствии с имеющимися у них разрешениями на выброс. Если какое-либо предприятие хочет увеличить свое производство, а следовательно, и выброс, либо если начинает функционировать новое предприятие, то их дополнительный (по отношению к разрешенным) выброс должен быть компенсирован тем, что какие-то предприятия, имеющие разрешения на выброс, снизят уровень своих выбросов. Очевидно, что новые предприятия должны заплатить старым за такое снижение загрязнения. Цена разрешения на выброс, устанавливаемая при торговле ими, будет определяться на рынке с учетом количества разрешений, величины выбросов, требующих компенсации; числа желающих снизить свои выбросы сверх разрешений. В результате действия рыночного механизма в итоге устанавливается цена на выбросы, которая будет эффективной для снижения загрязнения. Эта цена может служить ориентиром при установлении налога на выбросы.

Выделение предприятиям лицензий на выбросы с последующим правом их продажи фактически означает закрепление за ними права собственности на ассимиляционный потенциал окружающей среды (в пределах установленного лимита). Торговля правами на загрязнение — это фактически торговля ассимиляционным потенциалом природной среды.

Органы государственного управления определяют исходные значения лимитов загрязнения и выдают (либо продают) соответствующее этим лимитам количество лицензий, поэтапно сокращая их с целью улучшения состояния окружающей среды и с учетом межрегиональных воздействий. На лицензии складывается рыночная цена, и дальнейшая роль государства состоит в осуществлении контроля за соблюдением (в процессе торговли лицензиями) установленных требований к чистоте окружающей среды.

Особую важность имеют институциональные и экологические условия эффективной реализации торговли правами на загрязнение. Положительную роль здесь может сыграть методическая близость применяемых в нашей стране оптимизационных методов расчета предельно допустимых выбросов (сбросов) предприятиями вредных веществ в атмосферу и водные источники, предполагающих директивное задание уровня выброса загрязнения для каждого предприятия, и процедур перераспределения разрешений на загрязнение, применяемых в мировой практике торговли этими разрешениями (подробнее в разделе 5.3).

Принципиальное различие директивного и рыночного подходов состоит в механизме реализации одного и того же оптимального решения. В рыночной системе предприятия реализуют то же самое решение путем взаимовыгодных торговых сделок. Методическое различие этих подходов состоит в том, что торговля предполагает в качестве начального этапа назначение допустимого выброса загрязнения для каждого источника, исходя из определенного принципа справедливости. И далее, в процессе торговли каждый участник минимизирует затраты,

соответствующие разрешенному уровню загрязнения. При соответствующих ценах на разрешения процесс торговли реализует все возможности экономии затрат, равных затратам на очистку и на покупку разрешений (или затратам на очистку минус выручку от продажи разрешений).

Реализация торговли правами на загрязнение предполагает разработку принципов определения разрешений на выбросы, реализующих равное право предприятий на использование ассимиляционного потенциала среды и одновременно обеспечивающих соблюдение экологических стандартов.

Разработка практических рекомендаций по организации торговли лицензиями по допустимому воздействию на состояние окружающей среды предполагает наличие экологической и экономической информации по каждому природному объекту и проведение вычислительных экспериментов.

Возможности формирования рынка прав на загрязнение в нашей стране лимитируются двумя причинами: слабостью системы мониторинга и ограниченностью возможностей перераспределения разрешений между предприятиями из-за почти повсеместного многократного нарушения стандартов качества окружающей среды и сложности учета фактора географического расположения источников загрязнения. В связи с этим на первом этапе торговля может быть внедрена для лицензий на загрязнение глобального характера (кислотные дожди, парниковый эффект, разрушение озонового слоя), поскольку здесь почти не играют роли географические условия образования таких выбросов.

Потенциальное рыночное и экологическое пространство для торговли лимитами глобальных воздействий огромно. Главное здесь — создать институциональные основы для такой торговли на межрегиональном и межгосударственном уровнях.

Для практической реализации торговли лицензиями должны быть решены следующие задачи:

- выработка принципов распределения прав собственности (или пользования) ассимиляционным потенциалом;
- определение лимитов загрязнения для каждого источника, формирующих допустимое качество окружающей среды, с применением гидрологических и метеорологических расчетов;
- выбор варианта выдачи лицензий, устанавливающих допустимое воздействие на окружающую среду, — бесплатно или через первичную продажу;
- создание институциональных форм управления процессом торговли лицензиями;
- реклама и разъяснение предприятиям экономической выгоды перехода к торговле лицензиями на загрязнение.

Однако на практике подобные сделки не получили широкого распространения. Программа лучше пошла по пути внутренних компенсаций. Это означает, что если фирма строит новое предприятие, то его выбросы компенсируются путем снижения загрязнения на уже действующих предприятиях той же фирмы.

В США с 1976 г., когда только появилась эта программа, компенсацию получило около 2000 источников загрязнения, в большинстве случаев это была внутренняя компенсация.

Недостатком программы компенсации, на наш взгляд, является допускаемое ими пространственное агрегирование источников загрязнения. Упомянутые ранее модели процессов трансформации загрязнения, устанавливающие допустимое количество разрешений на выбросы, по характеру рассмотрения источников загрязнения являются пространственными. Торговля же этими разрешениями предполагает возможность перераспределения выброса, хотя и на ограниченной территории. Это может стать причиной превышения допустимого уровня загрязнения среды в отдельных пунктах размещения производств.

Тот же переход от пространственного к точечному рассмотрению источников загрязнения реализуется в программе, использующей понятие пузыря. Эта программа начата в 1979 г.

Пузырь охватывает ограниченную территорию, на которой имеется несколько источников загрязнения. Все это пространственное размещение источников загрязнения рассматривается как

единственная точка выброса. Т.е. опять, как в программе компенсации выбросов, происходит свертка пространства размещения предприятий в одну точку.

Назначение характеристик размещенного выброса происходит для этой единственной точки. Органы охраны окружающей среды уже не следят за тем, что происходит внутри пузыря, если пузырь в целом имеет выброс в пределах требований. Таким образом, если раньше назначались допустимые выбросы для каждого источника загрязнения, то сейчас только общий лимит выбросов. Здесь надо отметить, что правомерность такого подхода определяется уровнем агрегирования территории. Обычно под пузырем понимается территория предприятия, имеющего несколько точек выбросов. Они могут сами распределять интенсивность выбросов в каждой точке, заботясь о сохранении итогового выброса на заданном органами охраны окружающей среды уровне.

Так происходит экономия в расходах по борьбе с загрязнением, оцененная в США в размере 800 млн дол. в 1984 г., когда было немногим более 100 пузырей. Экономия получена за счет перераспределения природоохранных мероприятий между источниками загрязнения внутри фирмы.

Недавно принцип пузыря получил рыночную реализацию. Она состоит в том, что если итоговые выбросы предприятия ниже требований, то предприятие имеет возможность продавать право на неиспользованный выброс другим предприятиям, чьи пузыри не удовлетворяют требованиям. Предприятие может также хранить право на неиспользованный выброс в банке для будущего использования или торговли.

Торговля правами на выброс между пузырями приводит к еще большему агрегированию пространства; получается, что один пузырь, купивший права на выброс у других пузырей, может стать источником загрязнения, превышающим установленные стандарты.

5.2. Интерпретация принципа фискальной нейтральности применительно к сфере охраны окружающей среды

Задача сокращения дефицита бюджета, поставленная на одно из первых мест в современной экономической политике России, предполагает в качестве одного из основных средств своего решения поддержание необходимого уровня налоговых поступлений в бюджетную систему. В связи с этим любые предложения по изменению налоговой системы, в первую очередь, оцениваются в соответствии с требованием фискальной нейтральности, означающей сохранение расчетной величины налоговых поступлений в бюджет. Снижение любого налога, каково бы ни было его оздоравливающее экономику влияние, в соответствии с указанным требованием обязательно должно компенсироваться увеличением поступлений в бюджет по другим статьям доходов. Причем круг принимаемых в расчет поступлений ограничивается только налоговыми поступлениями. Иными словами, если снижается один налог, то надо повысить другой; и далее обычно решается задача расчета сокращаемой массы поступлений по снижаемому налогу с целью количественного определения более высокого уровня ставки налога, компенсирующего предложенные изменения.

Этот принцип, на наш взгляд, сильно тормозит развитие нашей экономики по пути к рациональной структуре производства и характеризует ограниченность проводимой фискальной политики, ее статичность и отсутствие долгосрочной стратегии.

Даже в традиционных отраслях экономики (об охране окружающей среды ниже будет особый разговор) можно привести примеры, когда компенсировать снижение ставки налога будет этот же самый налог за счет увеличения его суммарного поступления. При этом в расчет надо брать не только фискальную, но и регулирующую функцию налогообложения, об эффективности которой речь шла в разделе 5.1.

Например, освобождение от налогообложения части прибыли, идущей на расширение производства, обеспечивает увеличение объемов выпускаемой продукции и, соответственно, абсолютной массы прибыли. Последнее обстоятельство, в свою очередь, даже при более низкой ставке налога на прибыль в сумме обеспечивает бюджету большие поступления, чем до снижения

налоговой ставки. В то же время если идти по пути фискальной нейтральности, то при снижении налога на прибыль надо было бы соответствующим образом увеличить какой-то другой налог, который, возможно, наоборот, стимулировал бы сокращение производства.

Конечно же, в нашем примере легче решить числовую задачу расчета повышаемой ставки налога, идущего в связке со снижаемым налогом, чем построить прогноз роста абсолютной массы прибыли при расширении производства вследствие использования регулирующей функции налога на прибыль.

Но, во-первых, надо отличать качественное содержание предлагаемых подходов от возможностей их количественных формализации и не ставить второе выше первого. Мы же, особенно в сфере экономики природопользования, где количественная определенность чрезвычайно низка, часто ограничиваем свои исследования тем, что легко считается, оставляя за пределами своего анализа самые главные вопросы. Например, на 70% вода загрязняется неорганизованными источниками (ливневые стоки, смывы с полей и др.), но подавляющая часть средств, выделяемых на водоохранные мероприятия, направляется на борьбу с организованными сбросами сточных вод, поскольку они легче поддаются анализу и учету. При этом очевидно, что эффективность водоохранных мероприятий не сможет подняться выше уровня, соответствующего доле организованных водосбросов.

Во-вторых, совершенствование налоговой системы, не выходя за ее собственные рамки, напоминает прежние попытки управления отраслью, не поднимаясь над отраслевым уровнем экономики и не используя возможности макроэкономического (системного) эффекта регулирования отраслевой структуры народного хозяйства.

Если строго следовать системному подходу при исследовании вопросов налогообложения, то, в первую очередь, надо поставить вопрос о том, является ли вообще дефицит бюджета основным вопросом экономической политики.

Однако не будем выходить за рамки вопросов природопользования. В этих рамках отношение к бюджету может быть двоякое, проливающее некоторый свет и на поставленный общий вопрос. Бюджет расходуется, кроме всего прочего, и на достижение социально значимых целей, каковой, в частности, является охрана окружающей среды. Но существуют экономические и даже рыночные методы управления природоохранной деятельностью, при соответствующем развитии которых охрана среды превращается в эффективный вид хозяйственной деятельности, развивающейся уже не за счет бюджета, а за счет своих собственных ресурсов.

Вместе с тем необходимо исходить из того, что дефицит бюджета не должен превышать заданного уровня. Следующий уровень в иерархии наших вопросов, связанных с бюджетом, — являются ли налоги главным фактором его формирования.

Бюджет формируется за счет национального дохода, являясь результатом его перераспределения, и таким образом размер бюджетных средств зависит от величины национального дохода. В связи с этим при изменении налоговой системы целесообразно проанализировать влияние каждого изменения на величину национального дохода.

Такой анализ предполагает динамическую постановку задачи. В статической же постановке снижение какого-либо налога никак не влияет на величину национального дохода, поэтому поступления в бюджет можно восполнить только увеличением другого налога. Поскольку снижение налога осуществлялось с целью стимулирования экономической деятельности в определенном аспекте, то в следующем году, возможно, будут получены результаты этого стимулирования. Однако вряд ли без негативных последствий пройдет повышение другого налога. Поэтому суммарный эффект разнонаправленных изменений двух налогов может и не оправдать задуманной процедуры и требование фискальной нейтральности будет выполнено с полной определенностью только для одного года.

На наш взгляд, требование фискальной нейтральности должно рассматриваться не в рамках налоговой системы как требование неуменьшения суммы налоговых поступлений, а значительно шире — как требование неувеличения величины бюджетного дефицита. Последнее условие может достигаться уже не только ростом налоговых ставок, но и ростом национального дохода, а также косвенно — через уменьшение расходов бюджета.

В этих аспектах рассмотрим последствия изменения налогов, затрагивающих природоохранную деятельность.

В главе 2 рассматривалось влияние загрязнения среды и результатов природоохранной деятельности на величину национального дохода. Поскольку в фиксируемых современной статистикой показателях это влияние не учитывается, то потери национального дохода (недополученный национальный доход и увеличение его использования на цели компенсации потерь от загрязнения среды) в расчетах, связанных с дефицитом бюджета и с налогообложением, полностью игнорируются. Как говорилось выше, мы считаем не то, что надо считать, а то, что легко считается. При этом, очевидно, объективность получаемых результатов вызывает большие сомнения.

В принципе мы получаем тождественные результаты в задачах снижения потерь и увеличения дохода за счет этого снижения. Однако воспринимаются такие результаты по-разному: увеличение дохода — это реально получаемый дополнительный доход, а уменьшение потерь — это уменьшение того, чего реально и не было. Отсюда недооценка эффекта уменьшения потерь.

Если мы не умеем считать изменение потерь, то не сможем и прогнозировать увеличение дохода вследствие сокращения этих потерь. Последнее, прежде всего, относится к влиянию состояния среды на величину национального дохода. Сложная задача количественного определения этого влияния решается чрезмерно упрощенно — положительное влияние природоохранной деятельности на хозяйственное развитие игнорируется, а в расчет берутся только затраты на ее осуществление, т.е. охрана окружающей среды рассматривается исключительно как нагрузка на бюджет. В действительности же эта деятельность результативна и надо переходить к количественному определению ее результатов, без этого трудно представить себе возможность эффективного стимулирования охраны окружающей среды.

Если рассматривать природоохранную деятельность не приносящей экономических результатов (признавать только ее экологический эффект), то налоговые льготы на охрану среды будут носить благотворительный характер, т.е. характер безвозвратных льгот, которые в связи с этим вряд ли составят ощутимую величину.

Этот вывод можно проиллюстрировать конкретным примером. В первоначальном варианте Закона РФ "О налоге на прибыль предприятий и организаций" полностью освобождалась от налога часть прибыли, направляемая на развитие нескольких отраслей народного хозяйства, и промышленности и на 30% — направляемая на охрану окружающей среды. Следующее изменение, внесенное в закон, расширило перечень льготированных отраслей. В дальнейшем все отрасли были освобождены от налога на прибыль в той ее части, которая идет на расширение производства, но данное изменение коснулось далеко не всех видов природоохранных мероприятий.

Этот факт свидетельствует о том, что правительство понимает и использует возможность обеспечения фискальной нейтральности путем стимулирования роста объемов производства продукции. Но одновременно этот же факт подчеркивает отношение к природоохранной деятельности именно как к благотворительной деятельности, стимулирование которой не даст ощутимых результатов для экономики и которую поэтому можно оставить на частичном льготировании.

Абстрагирование от анализа экономических результатов природоохранной деятельности — на наш взгляд, основная причина столь скромных налоговых льгот (не только по налогу на прибыль), предоставляемых охране окружающей среды.

Результатом природоохранных мероприятий является улучшение состояния среды, экономически этот результат выражается, прежде всего, в сокращении материальных затрат на производство (составляющей этих затрат, связанной с функционированием в загрязненной среде: снижение затрат на доочистку потребляемой из источников воды, снижение затрат из-за коррозии металла вследствие неблагоприятных атмосферных воздействий и др.) — При той же ресурсной базе снижение материалоемкости ведет к увеличению национального дохода. Сопоставление обусловленного природоохранной деятельностью роста национального дохода с соответствующими природоохранными затратами характеризует эффективность предпринятых действий по охране окружающей среды. Пользуясь категориями, введенными в главе 2,

проведение природоохранных мероприятий, улучшающих состояние окружающей среды, ведет за собой снижение процентов по экологическому долгу, а потому увеличение национального дохода.

Вышесказанное отражает реальную действительность: мы реально теряем часть национального дохода из-за накопленного в среде загрязнения, и тот факт, что отсутствует учет этих потерь, ни в коей мере не может трактоваться как отсутствие самих потерь.

В связи с изложенным снижение налогов на природоохранную деятельность, в результате которого улучшается состояние окружающей среды, будет в конечном счете компенсировано для бюджета ростом национального дохода (следовательно, и самого бюджета как части национального дохода), и таким образом, без увеличения налоговых поступлений от других платежей, в бюджете будет выполнено требование фискальной нейтральности. Учитывая высокую макроэкономическую эффективность природоохранной деятельности, под которой понимается результат сопоставления природоохранных затрат и предотвращаемого благодаря им экономического ущерба от загрязнения, которое в конечном счете выражается в увеличении национального дохода (раздел 4.5), снижение соответствующих налогов может привести к значительно превышающему такое снижение удельных налоговых поступлений увеличению части национального дохода, перераспределяемой в бюджет.

Аналогичный результат от рационализации налогообложения природоохранной деятельности обнаруживается при анализе той части бюджета, которая представляет собой его расход, вызванный загрязнением окружающей среды — так называемое вынужденное потребление (например, экологически обусловленная часть расходов бюджета на здравоохранение). В этом случае нейтральное, а скорее всего, как и в предыдущем случае, положительное влияние снижения налогов на сальдо бюджета обеспечивается уменьшением расходной части бюджета, вызванным снижением заболеваемости вследствие улучшения состояния окружающей среды.

5.3. Численная имитация процесса торговли разрешениями на выбросы

Для имитации различных сценариев управления водопользованием при переходе к рынку может быть использована оптимизационная модель реки (Рюмина, 1980). Она включает блок гидрологических зависимостей в виде ограничений на загрязненность воды в контрольных створах (возможно агрегированное и раздельное рассмотрение ингредиентов загрязнения). Экономические показатели формируют критерий оптимальности; исходным критерием являются затраты на водоохранные мероприятия.

На базе такого варианта модели ниже будет проанализирован сценарий, реализующий торговлю разрешениями на сбросы сточных вод.

Незначительная модификация модели, в основном ее критерия, потребуется для включения в анализ платежей за загрязнение, формирующих экологические фонды. Интересная задача может быть поставлена и формализована в другой модификации модели для сопоставления различных рычагов управления — природоохранных затрат, налогов, торговли разрешениями — и поиска их оптимального сочетания. Возможно описание в модели и других процессов, свойственных переходному периоду, в частности, процесса приватизации.

Необходимость усложнения математической схемы модели, по-видимому, возникнет при попытке включить в нее вопросы экологического страхования, которое в формализованном виде характеризуется вероятностными функциями.

Поскольку модель должна отражать различные звенья нового экономического механизма, то представляется целесообразным на данном этапе описывать их не непосредственно в модели, что сделает ее структуру чрезмерно громоздкой и разнородной, а включить в исследование блок внемодельных расчетов. Например, строя модель торговли разрешениями, мы не пытались определить цены продаваемых квот, а получив путем модельных расчетов объемы торговых сделок, соответствующих заданному качеству воды в реке, затем внемодельно имитировали саму торговлю с различными ценами на разрешения.

Принцип общей крыши

В настоящее время рыночные методы представлены в мировой практике управления природопользованием торговлей разрешениями на выбросы. Такая торговля использует принцип пузыря (bubble-принцип).

В соответствии с этим принципом некоторая загрязняемая территория рассматривается как бы под единым колпаком, внутри которого предприятия-загрязнители обладают определенной свободой, менее жесткой регламентацией правил соблюдения стандартов качества окружающей среды. Предприятия могут договариваться между собой о масштабах природоохранной деятельности каждого, экономически компенсируя друг другу дополнительные затраты. Они вступают в отношения сотрудничества, имея общую цель — соблюдение требований к качеству среды на границе своего пузыря, общей крыши.

В настоящее время в нашей стране принцип общей крыши воспринимается как новшество в системе управления природопользованием. Однако, на наш взгляд, мы постоянно реализовывали этот принцип в управлении водными ресурсами и сейчас наша задача состоит в его совершенствовании в соответствии с опытом других стран.

Под пузырем мы имеем в виду участок реки между соседними контрольными створами. Требования к качеству воды в водотоке предъявляются именно в этих створах, обычно являющихся местами водозабора. Все задачи оптимизации и управления водоохранной деятельностью включают в себя ограничения на соблюдение ПДК (предельно допустимых концентраций) только в контрольных створах, что предполагает использование возможностей смешения и разбавления сточных вод природными по течению реки до следующего контрольного створа. Такой подход допускает превышение ПДК загрязнителей в воде внутри анализируемого участка, т.е. выше контрольного створа.

Вся река, таким образом, представляет собой ряд пузырей. Можно рассматривать реку и как один пузырь, внутри которого выделяются дополнительно контролируемые точки — контрольные створы.

Если бы мы не применяли этот принцип общей крыши, то требования к качеству воды значительно возросли — в каждой точке водотока должны были бы соблюдаться ПДК, что соответственно привело бы к росту затрат на очистку сточных вод. В этом случае качество сточных вод, сбрасываемых в водоток, определялось бы однозначно на уровне ПДК, поскольку это требование предъявлялось бы к каждой точке, в том числе к месту водовыпуска.

Это требование не допускает использования процессов смешения и разбавления сточных вод природными до уровня ПДК на любом сколь-либо малом участке. Такая жесткость условий имеет основание, поскольку наличие участка реки с превышением ПДК наносит ущерб различным водопользователям, например, рыбному хозяйству, рекреации и др. В связи с этим соблюдение ПДК только в контрольных створах является значительным ослаблением требований к качеству водных ресурсов.

Накопленный нами практический опыт экономико-математического моделирования водоохранной деятельности показал, что при переходе к рассмотрению пузырей затраты на очистку сточных вод сокращаются на 30-40%.

Рассмотрим на конкретных примерах допускаемые в соответствии с применением принципа пузыря превышения ПДК и получаемую за счет этого экономию затрат на проведение очистных мероприятий. Будем использовать конкретную информацию модели оптимизации водоохранной деятельности, подробно представленной в приложении.

Исследованный участок реки включает 5 контрольных створов, что по применяемой терминологии соответствует рассмотрению пяти пузырей. Поскольку задача решалась по всем контрольным створам одновременно, то и все пузыри как бы были объединены в один пузырь, внутри которого контролировались отдельные точки. Проведем анализ по трем ингредиентам загрязнения — взвешенным веществам, ХПК (химическая потребность в кислороде) и БПК (биологическая потребность в кислороде).

Если отказаться от принципа пузыря и требовать соблюдения ПДК в каждой точке, в том

числе и в пункте водосброса, то концентрации сточных вод будут существенно отличаться от концентраций вредных веществ, полученных в задаче с условием соблюдения ПДК в контрольных створах. Эти отличия приведены в табл. 4: в числителе — ПДК, в знаменателе — концентрации, установленные по принципу пузыря (мг/л).

№ контрольного створа	Взвешенные вещества	ХПК	БПК
1	15,0	25,0	5,0
	13,7	24,2	3,1
2	15,0	25,0	5,0
	7,7	60,1	3,7
3	15,0	25,0	5,0
	3,6	56,4	3,6
4	15,0	25,0	5,0
	68,0	14,1	3,7
5	15,0	25,0	5,0
	41,0	37,6	16,7
Затраты (в усл. ед.)	23,4	49,6	49,7
	15,6	30,7	33,1

Таблица 4

Как показывают данные табл. 4, затраты сокращаются при переходе к рассмотрению пузырей на 1/3 за счет допущения о соблюдении ПДК только в контрольных створах. Эти результаты соответствуют нормированию качества воды отдельно по каждому компоненту загрязнения. При многокомпонентном нормировании сравнение двух подходов дает снижение затрат с 60,0 до 33,1 при пузырьковом рассмотрении, т.е. на 45%.

Та же таблица показывает, за счет какого превышения ПДК получена экономия затрат. В таблице наибольшие превышения достигают 4,5 раз. Заметим, что такие превышения ПДК при пузырьковом подходе будут наблюдаться не только в местах водовыпуска, но и по течению реки до створа полного перемешивания, что может охватить значительный по протяженности участок. В то же время заметим, что превышение ПДК в 4,5 раза, как получилось в нашем конкретном примере, несравнимо с широко распространенным для наших рек превышением ПДК в десятки и сотни раз.

По обнаруженным превышениям ПДК можно посчитать экономический ущерб от загрязнения водных ресурсов и сравнить его с экономией затрат, что покажет эффективность перехода к агрегированному рассмотрению качества водных ресурсов — в пузыре в целом. Однако при расчете экономического ущерба следует учитывать обстоятельство, не позволяющее использовать существующие методики. При пузырьковом подходе ПДК соблюдается в пунктах водозабора, поэтому на загрязненность воды в местах водозабора, как одну из основных составляющих экономического ущерба, превышение ПДК не окажет никакого влияния. Для расчета остальных составляющих экономического ущерба необходимы конкретные исследования с учетом водопользователей на отмеченных превышением ПДК участках реки. В большинстве случаев эти составляющие экономического ущерба, по-видимому, будут незначительными. Этот общий вывод позволяет использовать принцип пузыря, хотя в отдельных случаях его применение может иметь значительные негативные последствия, превышающие по своей денежной оценке получаемую экономию затрат на очистку сточных вод.

При наличии других важных водопользователей, кроме мест водозабора, целесообразно при исследовании пузыря контролировать внутри него качество воды в дополнительных створах.

Модель торговли разрешениями на сбросы

Переход к принципу пузыря дает возможность экономии затрат не только за счет превышения ПДК вредных веществ в сбрасываемых сточных водах, но и за счет объединения действий предприятий-загрязнителей, охваченных одним пузырем. Речь идет о компенсации сброса загрязненных сточных вод одного предприятия углубленной очисткой стоков другим предприятием.

Если допустить торговлю разрешениями на сброс, то каждый участник решает для себя задачу минимизации такой целевой функции:

$$S_i(c_i) \pm \sum_j f(p_i^j, c_i^j) \rightarrow \min,$$

где $S_i(c_i)$ — затраты i -го участника на очистку стоков до концентрации c_i ;

p_i^j — цена покупки (продажи) разрешений на сбросы сточных вод i -м участником у j -го.

Получается многокритериальная задача с ограничениями на соблюдение ПДК в каждом контрольном створе

$$Ac \leq \text{ПДК},$$

ограничениями на размеры торговли

$$g(c_i^j, c_i) \geq B$$

и ограничениями на цены:

$$S_j \leq p_i^j \leq S_i.$$

Эта задача многокритериальная, сравним ее решение с решением по однокритериальной оптимизационной модели.

В задачах оптимизации водоохранной деятельности (Рюмина, 1980) обычно рассматривается один критерий:

$$\sum_i S_i(c_i) \rightarrow \min$$

и ограничения одного типа:

$$Ac \leq \text{ПДК}.$$

Задача минимизации затрат соответствует административно-командной системе управления, при этом предполагается единый источник финансирования очистных мероприятий, поэтому предприятию безразлично, какая глубина очистки стоков будет ему назначена.

Однако оказывается, что эти задачи, существенно разные по экономическому содержанию, имеют одинаковые решения. Если торговые сделки реализуют все возможности сокращения затрат, то будет получен результат, тождественный решению нашей традиционной задачи оптимизации с критерием минимизации суммарных затрат на очистку.

Допустим, что это не так, т.е. единица загрязнения очищается с некоторыми затратами, хотя есть возможность очистить стоки с меньшими затратами. В этом случае есть по крайней мере две фирмы, которые теряют прибыль: если бы фирма с меньшими затратами очистила бы эту единицу (сверх требуемой от нее нормы) и продала бы свое избыточное разрешение на сброс той фирме, которая выполняет свою норму с большими затратами, то первая фирма получит прибыль, равную разности между ценой продажи и затратами на очистку. Фирма-покупатель заинтересована купить разрешение на сброс, если цена покупки будет ниже ее собственных затрат на очистку.

Таким образом, если две фирмы договорятся о цене, которая будет больше затрат на очистку первой фирмы и меньше затрат второй фирмы, то выгоду от такой сделки получают обе фирмы.

Итак, для рыночной экономики в качестве рекомендации для эффективного выполнения норм, предъявляемых к очистке стоков, необходимо решение задачи минимизации суммарных затрат на очистку стоков. В то же время, и это следует особо отметить, затраты на очистку стоков, полученные из решения этой задачи, ни в коей мере не равны (в отличие от административно-командной системы) затратам каждой фирмы на выполнение норм сброса сточных вод. Последние складываются из затрат на очистку, выручки от продажи избыточных разрешений на сброс (со знаком минус) либо затрат на покупку разрешений (со знаком плюс).

Таким образом, различие подходов состоит в механизме реализации одного и того же оптимального решения. В рыночной системе предприятия реализуют то же самое решение путем

взаимовыгодных торговых сделок. Данный пример в какой-то мере можно рассматривать в качестве содержательной интерпретации теоремы Вальраса.

Решив традиционную для нашей практики водохозяйственных расчетов оптимизационную задачу, мы получим конечную точку торговли разрешениями на сбросы. Начальная точка определяется разрешением на сброс сточных вод.

Вычислительный эксперимент

Представим процесс торговли разрешениями, пользуясь уже привлеченной информацией по конкретному водному объекту.

Задача оптимизации комплекса водоохраных мероприятий, как уже говорилось, включала 5 контрольных створов, выше каждого из которых река принимала мощные и сильно загрязненные сточные воды. В границах рассматриваемого экономического района они представляют собой 5 мощных выпусков сточных вод от 5-и городов и промышленных зон. Расход воды в каждом выпуске представлен в табл. 5. В каждом выпуске могут быть проведены различные мероприятия по очистке сточных вод, т.е. каждому выпуску соответствует свое число вариантов очистки сточных вод, от 4-х до 6-и. Экономическим показателем варианта являются приведенные затраты на его осуществление. Необходимые показатели представлены в табл. 5. Следует отметить, что для дальнейшего анализа выбран один показатель загрязнения — ВПК.

Вариант очистки	Расход воды (м ³ /сек)	Приведенные затраты (усл. ед.)	Выходная загрязненность (мг/л)
1-й водовыпуск			
1	4,64	0	211,5
2		15,0	10,6
3		16,1	9,2
4		17,4	5,3
5		25,4	3,1
6		33,7	1,1
2-й водовыпуск			
1	3,5	0	17,4
2		0,8	10,5
3		9,7	3,7
4		10,3	1,7
3-й водовыпуск			
1	2,31	0	14,3
2		0,6	3,6
3		10,9	1,4
4		14,5	1,4
4-й водовыпуск			
1	0,7	0	73,8
2		5,4	3,7
3		8,6	2,8
4		15,8	2,0
5		18,7	1,8
5-й водовыпуск			
1	0,48	0	16,7
2		2,4	12,8

3	8,6	5,0
4	10,7	2,5
5	12,3	1,0

Таблица 5

Концентрация ингредиента в каждом контрольном створе рассчитывается по соответствующей формуле и не должна превышать ПДК.

Задача решалась на минимум суммарных затрат на очистку, что далеко не тождественно минимизации затрат на очистку каждым выпуском. При нашем оптимизационном подходе некоторые выпуски могут иметь даже максимальные для них затраты на очистку с тем, чтобы другие выпуски минимизировали затраты и в итоге получался бы суммарный минимум.

Различие задач состоит в том, что торговля предполагает в качестве начального этапа назначение допустимого сброса сточных вод — определенного разрешения на сбросы — для каждого выпуска. И далее, в процессе торговли каждый участник минимизирует затраты, соответствующие разрешенному уровню загрязнения сточных вод.

В связи со всем вышесказанным о соотношении решений задач мы можем, не решив пока вопрос о точке, с которой начинается торговля — вопрос об определении разрешений на сбросы, исследовать конечный результат этой торговли, который у нас получен в результате расчетов по модели оптимизации водоохранных мероприятий.

Для анализа этого решения привлечем дополнительно рассчитанные характеристики всех вариантов очистки сточных вод: количество вредного вещества, содержащегося в сбрасываемых стоках; отношение концентрации вещества в сточных водах к ПДК (так как предполагается, что забираемая из реки вода относится к контрольному створу и потому отвечает ПДК); отношение концентрации вредного вещества в стоке к его концентрации на входе на очистные сооружения (степень остаточной загрязненности); средние затраты на обезвреживание единицы массы вредного вещества по каждому варианту очистки; предельные затраты по каждому варианту. Не имея непрерывной функции затрат на очистку, а оперируя лишь отдельными вариантами этого процесса, предельные затраты будем рассчитывать не в виде производной, а как отношение прироста затрат на очистку данного варианта по сравнению с предшествующим ему вариантом к приросту обезвреживаемого количества вредного вещества.

Показатели по ВПК даны в табл. 6. Размерности основных показателей следующие: концентрация — мг/л, расход сточных вод — м³/сек, затраты — усл. ед.

Варианты, составившие оптимальное решение задачи, и соответствующие им показатели в табл. 6 отмечены значком*.

На анализ решения задачи большое влияние оказывают недостатки ее формализации. Во-первых, к ним относится, как уже говорилось, целочисленный характер постановки задачи. К тому же при этом рассматриваемые точки слишком далеки друг от друга, в частности, затраты по соседним вариантам в некоторых случаях отличаются на один и даже два порядка (предельные затраты в 3-м водовыпуске). Во-вторых, хотя рассматривается задача, рассчитанная отдельно по ВПК, т.е. ограничения по другим ингредиентам загрязнения не влияют на решение задачи, но затраты соответствуют варианту очистки, направленному на одновременное снижение концентрации всех загрязнителей. Поэтому в действительности, если выделить процесс снижения БПК и затраты именно на снижение этого показателя, то, конечно, показатели затрат и производные от них показатели, представленные в табл. 5 и 6, будут иными. В нашем же случае, например, 3-й и 4-й варианты третьего водовыпуска имеют одинаковую выходную загрязненность по БПК, но разные затраты на ее достижение, что вызвано существенно различными концентрациями остальных ингредиентов.

Вариант очистки	Отношение концентрации в	Степень остаточной	Средние затраты на обезвреживание единицы	Предель- ные за-
--------------------	-----------------------------	-----------------------	--	---------------------

	стоке к ПДК (безразм.)	загрязненности (безразм.)	вещества (усл. ед.)	траты (усл. ед.)
1-й водовыпуск				
1	42,3	1	0	0
2	2,12	0,050	0,016	0,016
3	1,84	0,043	0,017	0,169
4*	1,06	0,025	0,018	0,072
5	0,62	0,015	0,026	0,783
6	0,22	0,005	0,034	0,894
2-й водовыпуск				
1	4,97	1	0	0
2	3,0	0,603	0,033	0,033
3*	1,06	0,213	0,202	0,374
4	0,49	0,098	0,187	0,086
3-й водовыпуск				
1	6,19	1	0	0
2*	1,56	0,252	0,024	0,024
3	0,61	0,098	0,366	2,024
4	0,61	0,098	0,486	
4-й водовыпуск				
1	105,43	1	0	0
2*	5,28	0,050	0,110	0,110
3	4,0	0,038	0,173	5,079
4	2,86	0,027	0,314	12,857
5	2,57	0,024	0,371	20,714
5-й водовыпуск				
1*	34,79	1	0	0
2	26,67	0,766	1,276	1,276
3	10,42	0,299	1,530	1,658
4	5,21	0,150	1,569	1,750
5	2,08	0,060	1,631	2,222

Таблица 6

Табл. 6 наглядно свидетельствует о выборе решения по затратным показателям. Назначение вариантов с высокими затратами для первых двух водовыпусков объясняется отсутствием свободы выбора из-за необходимости соблюдения ПДК в контрольных створах. Первый контрольный створ полностью зависит только от первого водовыпуска, что предписывает последнему однозначное решение, не позволяя выбрать вариант с меньшими затратами. Аналогичная картина и со вторым контрольным створом.

Таким образом, получено, что если, например, назначать разрешения на сброс, исходя из принципа равенства предельных затрат, то в нашем случае (опять же учитывая целочисленный характер постановки задачи) любая торговля этими разрешениями оказалась бы нецелесообразной. Этот вывод является лишь частным подтверждением общего принципа теории оптимальности.

Имитацию процесса торговли разрешениями проведем, используя принцип определения этих разрешений, основанный на равенстве концентрации вредных веществ с сбрасываемых стоках разными водовыпусками. Поскольку ограничения задачи назначения разрешений те же, что и в нашей задаче — соблюдение ПДК в контрольных створах, то новая задача состоит в поиске максимальной концентрации загрязнителя, единой для всех водовыпусков, которая обеспечивает выполнение ограничений. Иначе, задачи отличаются только критериями оптимальности.

Результаты расчетов

В результате расчетов получено, что максимальная концентрация равна 5,137 мг/л и устанавливается для всех водовыпусков. Таким образом, имеется начальная точка для процесса торговли — разрешенный сброс и конечная точка — глубина очистки стоков в каждом водовыпуске, соответствующая полученному ранее оптимальному решению. Теперь наша задача состоит в описании процесса перехода от начальной к конечной точке путем торговли разрешениями. Необходимая информация сосредоточена в табл. 7.

Как видно из таблицы, водовыпуски 1-й и 5-й покупают разрешения, а 2-й, 3-й и 4-й — продают их. В силу опять же цело численности постановки задачи возможности торговли реализуются не полностью: покупаются разрешения на сброс массы в размере 6,31 г/сек, а предъявляется к продаже — 9,59 г/сек.

Для анализа процесса торговли необходима имитация и процесса формирования цен на разрешения. С учетом соотношения предельных затрат, а также соотношения спроса и предложения, мы включили следующие цены: 3-й и 4-й водовыпуски продают разрешения за 0,3 усл.ед., а 2-й — за 0,5 усл.ед. Неиспользованными поэтому оказываются возможности для продажи разрешений у 2-го водовыпуска. Очевидно, что для иллюстрации процесса торговли могут быть выбраны совершенно иные цены, что приведет к иным результатам. Но и в нашем частном случае видно, что торговля разрешениями на сброс, соблюдая требования к качеству воды в источнике, дает выигрыш абсолютно всем ее участникам. Затраты каждого снижаются, и в отдельных случаях значительно, в сравнении с вариантом достижения того же качества воды при отсутствии торговли, т.е. строго в соответствии с разрешениями.

Водовыпуск	1	2	3	4	5
Расход сточных вод (м ³ /сек)	4,64	3,5	2,31	0,7	0,48
Концентрация, соответствующая разрешению на сброс (мг/л)	5,137	5,137	5,137	5,137	5,137
Концентрация, соответствующая оптимальному решению (мг/л)	5,3	3,7	3,6	3,7	16,7
Концентрация варианта очистки, соответствующего разрешению на сброс (мг/л)	3,1	3,7	3,6	3,7	5,0
Отклонение обезвреживаемой массы по оптимальному решению от разрешенной (г/сек)	+0,76	-5,03	-3,55	-1,01	+5,55
Предельные затраты разрешенного варианта (усл. ед.)	0,783	0,374	0,024	0,110	0,658
Затраты оптимального варианта + (-) плата (выручка) за покупку разрешений (усл. ед.)	17,63	8,7	-0,47	5,17	2,07
Затраты варианта, соответствующего разрешению (усл. ед.)	25,4	9,7	0,6	5,4	8,6

Сокращение затрат 30,6 10,3 178,3 4,3 75,9

благодаря торговле

разрешениями (%)

Таблица 7

Таким образом, имитация процесса торговли включает в себя следующие этапы:

1. Поиск оптимального решения задачи минимизации суммарных затрат на очистку сточных вод.
2. Назначение разрешений на сброс сточных вод для каждого водовыпуска.

Эти два этапа позволяют разделить участников на продавцов и покупателей разрешений.

3. Выбор цены разрешения для каждой торговой сделки.
4. Расчет выигрыша от продажи (покупки) разрешений для каждого участника.

Специального рассмотрения заслуживают институциональные и экологические условия эффективной реализации торговли разрешениями на загрязнение. Проведенный нами анализ показал методическую близость применяемых в нашей стране оптимизационных методов расчета предельно допустимых выбросов (сбросов) предприятиями вредных веществ в атмосферу и водные источники и процедур перераспределения разрешений на загрязнение, применяемых в рыночной экономике. Однако возможности формирования рынка прав на загрязнение в нашей стране сегодня лимитируются двумя причинами: 1) слабостью системы мониторинга; 2) ограниченностью возможностей перераспределения разрешений между предприятиями в регионах со значительным превышением ПДК.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основная мысль, которую автор пытался донести до читателя, заключается в том, что сегодня уже нельзя не обращать внимания на разрушение окружающей среды не только из гуманистических принципов признания ценности природы самой по себе, но и из чисто экономических, прагматических соображений. Развитие экологического сознания, апеллируя к любви к родной природе, пока что оказывается безрезультатным. Можно было бы предположить, что более конструктивным будет путь через определение денежных потерь, которые заставят нас настроить себя на иное поведение в окружающей среде. Однако и в этом случае потеря того, чем человек реально не владел (например, недополученный доход) — недостаточный аргумент в пользу охраны среды.

Экономический рост и сохранение окружающей среды — это разные критерии развития общества, но здесь, в отличие от многих других многокритериальных задач, возможна свертка критериев: поскольку в своем экономическом поведении люди максимизируют чистый доход, то переход к экологически отрегулированным показателям всех видов доходов (государства, предприятия, работника) вынудит экономических агентов действовать с оглядкой на состояние окружающей природной среды.

Конечно же, и экологически отрегулированные показатели отразят не все последствия экологических нарушений, а в лучшем случае, лишь те, которые имеют денежные измерители. Однако трудно выразить экономически такие понятия как "ценность человеческой жизни", "здоровье" и другие факторы социального благополучия. Вопросы использования косвенных рыночных методов оценки благ, не проходящих через рынок, в данной монографии не получили детального освещения. Эти методы состоят в выведении ценности экологических благ из рыночных цен товаров, связанных с окружающей природной средой либо на стадии производства, либо в процессе их потребления. В последнее время в зарубежных научных журналах появился внушительный ряд материалов по этой проблеме, в частности, касающийся гедонистических оценок, оценок желания платить за экологические блага и оценок желания получать компенсацию за их отсутствие и др. За рамками представленного в монографии исследования остались и проблемы экономики собственно природоохранной деятельности — ее внутренние экономические проблемы. В то же время представляется, что работа дает достаточно полную картину экономических аспектов взаимоотношений общества и природы — именно эта задача ставилась автором и была сформулирована в названии монографии.

Приложение: МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОДООХРАННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА УРОВНЕ ЛОКАЛЬНЫХ ТЕРРИТОРИЙ

В настоящее время заметна диспропорция между возможностями математического моделирования охраны окружающей среды и возможностями народного хозяйства по реализации результатов этого моделирования. Одной из причин такого положения, на наш взгляд, является недостаточный учет экономического аспекта в математических моделях природных процессов. В связи с этим представляется целесообразным, даже ценой упрощения математических моделей, усилить экономическую сторону эколого-экономических исследований. После решения этой задачи возможность возврата к сложным моделям природных процессов не вызывает сомнения.

По объекту моделирования можно выделить три уровня оптимизации водоохранных мероприятий:

1. Оптимизация химико-технологических систем очистки, т.е. цепей очистных сооружений одного предприятия. К этому же классу задач можно отнести задачи оптимизации степени очистки стоков группы предприятий с одним во-довыпуском. В этих задачах основной проблемой является математическое описание функции затрат на очистку. Множество допустимых решений описывается ограничениями на концентрацию загрязнителей в стоке, сбрасываемом в водоем. При наличии нескольких последовательно расположенных очистных сооружений вводится дополнительное ограничение на условие их совместной работы. При такой постановке задачи предполагается известной функция затрат на очистку стоков на каждом очистном сооружении.
2. Оптимизация очистки стоков различных водовыпусков, нагружающих общий водоток. Этот класс задач можно разделить на задачи с учетом и без учета смешения и самоочищения воды в водотоке, задачи с одним и несколькими контрольными створами и т.д. Оптимизация может осуществляться как путем аналитического описания процессов трансформации загрязнителей в водотоке, так и путем имитации состояния водотока, испытывающего техногенное воздействие.
3. Оптимизация степени очистки стоков и степени регулирования водного режима водотока посредством строительства водохранилищ. Здесь в класс неизвестных, кроме степени очистки, входит объем санитарных попусков. Задача состоит в поиске оптимального соотношения между степенью очистки сточных вод и объемом водохранилища.

Отметим, что основными вопросами построения математической модели оптимизации водохозяйственных систем являются:

- 1) описание процессов трансформации воды в водотоке;
- 2) рассмотрение участка реки, включающего несколько контрольных створов;
- 3) адекватное описание нелинейной зависимости затрат на очистные мероприятия от глубины очистки.

В главе 3 была рассмотрена функция затрат на очистку в зависимости от концентрации загрязнителей. Здесь исследуем конкретный вид этой функции с целью ее использования в моделях оптимизации водоохранных мероприятий.

Пусть функция $\varphi(c)$ характеризует средства, необходимые для снижения концентрации загрязнителей c до уровня $c = A$. Функция затрат, представленная на рис. 5, отражает технологию процесса очистки промышленных стоков: наибольшие затраты требуются при ликвидации загрязнителей в малоконцентрированных растворах, а начиная с некоторой критической концентрации затраты стабилизируются.

Определение функции затрат $\varphi(c)$ является промежуточным этапом на пути учета всех расходов, необходимых для проведения обезвреживания стоков от уровня фактической концентрации загрязнителя, c_0 , до уровня требуемой концентрации, c_1 . В общем случае совокупные затраты на очистку единицы объема обрабатываемых стоков могут быть вычислены по формуле

$$S = \int_{c_1}^{c_0} \varphi(c) dc.$$

Отметим, что зависимость затрат от абсолютных значений начальной и конечной концентраций загрязнителей в стоке объективна, поэтому для точного описания функции затрат она должна быть учтена при любой форме записи этой функции.

Исследование экономической информации о процессах очистки позволило нам прийти к выводу о возможности кусочно-линейного представления функции затрат на очистку, зависящей от конечной концентрации, при заданной начальной (Рюмина, 1980). Кроме задачи описания линейной зависимости затрат на очистные мероприятия от глубины очистки в данной главе предлагается решение двух других основных вопросов моделирования — описания трансформации качества воды в водотоке и рассмотрения нескольких контрольных створов. Каждый из этих вопросов уже имеет различные частные решения. Однако нет еще обобщенного подхода к экономико-математическому моделированию достаточно сложных гидрологических процессов. В то же время рассмотрение водохозяйственных систем именно в экономическом аспекте позволяет в допустимых пределах абстрагироваться от некоторых гидрологических особенностей водотоков и выработать общую модель сброса сточных вод.

С этой целью ниже предлагается модель, описывающая процесс разбавления сточных вод в водотоке. Поскольку этот процесс является наиболее интенсивным по сравнению с другими процессами, происходящими в водотоках, то построенная модель имеет достаточно универсальную структуру для применения к различным по параметрам речным системам.

В целом универсальность модели характеризуется возможностью ее использования в различных условиях:

- 1) для учета не только одного контрольного створа, но и их множества;
- 2) для рассмотрения одного или нескольких водовыпусков, расположенных произвольно;
- 3) для учета одного или нескольких загрязнителей;
- 4) для описания воздействия на состояние водотоков как технологических средств очистки сточных вод, так и создания водохранилищ, увеличивающих полноводность защищаемых водотоков;
- 5) для анализа состояния водотока при различных санитарных нормах;
- 6) при наличии в водотоке различного фоновое содержания загрязнителей;
- 7) при изменяющихся технико-экономических показателях очистных сооружений и водохранилищ;
- 8) как при заданном расположении водовыпусков, так и для решения задачи их размещения.

Отличительной особенностью предлагаемой модели является детальное рассмотрение процесса разбавления сточных вод речными. Если раньше в оптимизационных моделях полагалось полное перемешивание речных и сточных вод в контрольном створе, то в данной модели оптимизация ведется с учетом фактической степени разбавления, определяемой русловыми процессами и конструкцией водовыпуска. В такой реалистической постановке оказывается, что коэффициент присоединения речных водных масс к разбавляемому стоку очень часто получается значительно меньшим единицы. Это говорит о том, что в современных условиях высокой концентрации производства на водотоках ранее принимаемая гипотеза полного перемешивания становится неприемлемой.

Использованные результаты гидрологических исследований детально рассмотрены нами в (Рюмина, 1980) при моделировании водохозяйственного комплекса Кузбасса. В работах, имеющих экономическую направленность, мы ограничились изучением основ моделирования гидрологических процессов и выбором подхода, наибольшим образом соответствующего экономическому характеру решаемой задачи (структуре переменных, требованию компактного представления гидрологических и технологических процессов).

Проблемы, требующие аналогичных Кузбассу комплексных решений, возникают во всех промышленных районах мира. Рассмотрим экологическую ситуацию в одном из крупных аграрно-промышленных районов Болгарии, расположенном в бассейне р. Искр (норма стока в створе гидроузла Панчерево $23 \text{ м}^3/\text{сек}$).

Водоохранилище Панчерево создано с целью водоснабжения и ирригации. Расход воды, сбрасываемой в нижнее течение реки, сведен к минимуму и составляет $Q = 0,53 \text{ м}^3/\text{сек}$. В то же время притоки нижнего течения остались мощными и сильно загрязненными сточными водами. В границах рассматриваемого экономического района они представляют собой по существу 5 мощных выпусков сточных вод в Искр от 5-и городов и промышленных зон. Расход воды в каждом выпуске $q_1 = 4,64 \text{ м}^3/\text{сек}$, $q_2 = 3,50 \text{ м}^3/\text{сек}$, $q_3 = 2,31 \text{ м}^3/\text{сек}$, $q_4 = 0,70 \text{ м}^3/\text{сек}$.

В каждом i -ом выпуске могут быть проведены различные мероприятия по очистке сточных вод. Каждый вариант очистки будем индексировать через j . В соответствии с табл. 8 для первого выпуска ($i = 1$) имеется 6 вариантов ($j = 1, \dots, 6$) очистки сточных вод, для второго выпуска ($i = 2$) имеется 4 варианта ($j = 1, \dots, 4$). Для второй промзоны ($i = 2$) уже построена станция БХО, для третьей промзоны ($i = 3$) уже построен отстойник и флотатор. Для остальных промзон в качестве первого варианта ($j = 1$) рассматривается вариант существующего сегодня сброса сточных вод без очистки.

Каждому j -му варианту очистки соответствуют определенные капитальные и эксплуатационные затраты. Главным экономическим показателем являются приведенные затраты в i -ой промзоне для j -го варианта S_{ij} . Экономические показатели представлены в табл. 9.

Качество воды в реке нормируется по 6-и ингредиентам. Каждому варианту очистки сточных вод соответствует определенная остаточная (выходная) концентрация каждого ингредиента в выпуске. Эти концентрации приведены для всех i и j в табл. 9.

В зависимости от концентраций перечисленных ингредиентов в реке качество воды в ней соответствует I-й, II-й или III-й категории. ПДК для каждой категории следующие. Взвешенные: категория I — 20 мг/л, категория II — 30 мг/л, категория III — 80 мг/л. Соответственно для ХПК: I — 25, II — 50, III — 70. Для ВПК соответственно 5, 10 и 25; для аммонийного азота 0,05, 1,0 и 3,0; фосфатов 0,02, 0,2 и 0,5; нефтепродуктов 0, 0,1 и 0,3.

Качество воды в реке считается соответствующим той или иной категории, если ПДК этой категории не превышены ни в одном контрольном створе. Контрольным створом является створ полного перемешивания сточных вод после каждого водовыпуска. Индекс контрольного створа k ($k = 1, \dots, 5$). Для каждого ингредиента его концентрация в k -м контрольном створе рассчитывает-

Таблица 8

Технологические схемы очистки и доочистки сточных вод промзон региона					
Промзона \ Вариант очистки	1	2	3	4	5
1	Без очистки	БХО	Отстаивание, флотация	Без очистки	Без очистки
2	БХО, хлорирование	БХО, фильтрование на барабанных сетках, хлорирование	Фильтрование на песчаных фильтрах, отстаивание, флотация, хлорирование	БХО, хлорирование	Отстаивание, хлорирование
3	БХО, фильтрование на барабанных сетках, хлорирование	БХО, фильтрование на песчаных фильтрах, адсорбция активными углями, хлорирование	Отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, адсорбция активными углями, хлорирование	БХО, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование	Отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование

Таблица 8 (окончание)

Промзона Вариант очистки	1	2	3	4	5
4	БХО, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование	БХО, коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, адсорбция активными углями, хлорирование	Коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, адсорбция активными углями, хлорирование	БХО, коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование	Коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах
5	БХО, коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование			БХО, коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, хлорирование	Коагуляция, отстаивание, фильтрование, адсорбция активными углями, хлорирование
6	БХО, коагуляция, отстаивание, фильтрование на песчаных фильтрах, адсорбция активными углями, хлорирование				Хлорирование

Таблица 9

Технико-экономические показатели вариантов очистки и доочистки

Вариант очистки j	Капитальные вложения	Выходная загрязненность воды, c , мг/л						
		приведенные затраты	Взвешенные вещества	ХПК	БПК	азот	фосфаты	нефтепродукты
$i = 1$								
1	0	0	1073	294,4	211,5	34,8	5,0	52,4
2	61,0	15,0	13,7	24,2	10,6	17,4	3,5	10,5
3	65,6	16,1	8,8	19,4	9,2	17,4	3,5	8,1
4	70,9	17,4	5,1	15,9	5,3	17,4	3,5	3,2
5	71,8	25,4	4,0	5,0	3,1	8,4	1,5	1,1
6	96,6	33,7	1,8	2,9	1,1	3,0	0,3	0,3
$i = 2$								
1	0	0	7,7	92,5	17,4	10,2	0,5	15,9
2	3,4	0,8	3,4	60,1	10,5	10,2	0,5	6,5
3	39,6	9,7	0,4	9,6	3,7	7,7	0,2	0,8
4	42,0	10,3	0,3	4,6	1,7	3,0	0,1	0,2
$i = 3$								
1	0	0	40,0	56,4	14,3	12,5	0,9	25,0
2	2,3	0,6	3,6	36,7	3,6	12,5	0,9	7,3
3	16,0	10,9	1,6	2,8	1,4	8,1	0,3	0,3
4	18,2	14,5	0,8	1,8	1,4	3,5	0,1	0,1
$i = 4$								
1	0	0	68,0	164,0	73,8	14,6	2,1	3,0
2	22,0	5,4	13,4	14,1	3,7	7,3	1,5	1,6
3	22,7	8,6	6,4	9,4	2,8	7,3	1,5	0,9
4	23,5	15,8	3,4	4,9	2,0	7,3	0,8	0,5
5	27,4	18,7	2,2	2,9	1,8	3,1	0,2	0,2
$i = 5$								
1	0	0	41,0	37,6	16,7	0,8	1,4	0
2	8,0	2,4	12,1	28,6	12,8	0,5	1,0	0
3	18,8	8,6	8,1	10,8	5,0	0,4	1,0	0
4	19,0	10,7	2,2	6,5	2,5	0,4	0,5	0
5	21,7	12,3	2,1	3,8	1,0	0,3	0,3	0

ся по формуле:

$$c_k = \frac{Qc_0 + \sum_{i=1}^k q_i c_{ij}}{Q + \sum_{i=1}^k q_i},$$

где c_0 — концентрация этого ингредиента в попуске из водохранилища.

Таблица 10

Оптимальные схемы очистки и приведенные затраты при нормировании качества воды по отдельным компонентам

Показатели	Категория загрязненности		
	I	II	III
Взвешенные вещества	1-2, 2-1, 3-2, 4-1, 5-1 15,6	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1, 15,0	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1 15,0
ХПК	1-2, 2-4, 3-1, 4-2, 5-1 30,7	1-2, 2-2, 3-1, 4-1, 5-1 15,8	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1 15,0
БПК	1-4, 2-3, 3-2, 4-2, 5-1 33,1	1-3, 2-2, 3-2, 4-2, 5-1 22,9	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1 15,0
Азот	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-4, 4-5, 5-1 77,2
Фосфаты	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-1, 4-1, 5-1 44,0
Нефтепродукты	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-3, 4-3, 5-1 63,5

Можно сразу сказать, что 1-я категория по всем 6-и ингредиентам практически недостижима ни при каких вариантах очистки сточных вод. Этой категории не удовлетворяет и вода, поступающая из водохранилища. Ее загрязненность по взвешенным веществам 15,5 мг/л, по ХПК 14,8 мг/л, по БПК 2 мг/л, по азоту 0,4 мг/л, по фосфатам 0,1 мг/л, по нефтепродуктам 0 мг/л. Это вода II-й категории.

Таблица 11

Оптимальные схемы очистки и приведенные затраты при многокомпонентном нормировании

Показатели	Категория загрязненности		
	I	II	III
Взвешенные вещества, ХПК	1-2, 2-4, 3-1, 4-2, 5-1 30,7	1-2, 2-2, 3-1, 4-1, 5-1 15,8	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1 15,0
Взвешенные вещества, ХПК, БПК	1-4, 2-3, 3-2, 4-2, 5-1 33,1	1-3, 2-2, 3-2, 4-2, 5-1 22,9	1-2, 2-1, 3-1, 4-1, 5-1 15,0
Взвешенные вещества, ХПК, БПК, фосфаты	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-1, 4-1, 5-1 44,0
Взвешенные вещества, ХПК, БПК, фосфаты, нефтепродукты	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-3, 4-3, 5-1 63,5
Взвешенные вещества, ХПК, БПК, фосфаты, нефтепродукты, азот	Нет решения	Нет решения	1-6, 2-4, 3-4, 4-5, 5-1 77,2

Нижнее течение реки могло бы соответствовать 1-й категории только при очистке сточных вод всех промзон до качества, лучшего, чем 1-я категория. Тогда мощные выпуски этой чистой воды могли бы дать достаточное разбавление воде из водохранилища. Приступим к поиску оптимальной комбинации водоохранных мероприятий. Будем искать такое распределение средств между промзонами, которое обеспечит выполнение условий:

$$c_k \leq \text{ПДК}, \quad k = 1, \dots, 5$$

при минимальных суммарных затратах на очистку сточных вод во всех промзонах:

$$\sum_{i=1}^5 S_{ij} \rightarrow \min.$$

В соответствии с представленной выше информационной базой мы имеем задачу, которую можно решать в двух модификациях. Первая: условие задачи соответствует одному ингредиенту. Вторая: условия составляются для группы ингредиентов. Максимальная размерность задачи соответствует нормированию качества воды в реке по 6-и ингредиентам во всех 5-и створах. В этом варианте задача включает 24 неизвестных и 30 ограничений, т.е. описывается матрицей 24х30.

Задача решается на ЭВМ с записью решения в две строки. Например:

1-2, 2-1, 3-2, 4-1, 5-1
15,6

Эта запись означает, что оптимальной комбинацией водоохраных мероприятий является назначение в первой промзоне второго варианта очистки только за счет переброски воды из других бассейнов. Эти варианты отражает табл. 12. Там же приведены результаты решения оптимизационных задач при 4-ингредиентном нормировании качества воды (без азота и нефтепродуктов).

Таблица 13

Характеристики сельскохозяйственного производства района и расчет ущерба, наносимого земледелию увеличением попуска из водохранилища

Характеристика	Год	Культура			
		пшеница	ячмень	люцерна	кукуруза кормовая
Урожайность на богаре, ц/га	1985	45	40	76	340
	1990	48	43	84	360
	2000	55	50	100	400
Урожайность на орошаемых землях, ц/га	1985	52	49	146	665
	1990	57	53	164	735
	2000	62	53	200	875
Оросительная норма, м ³ /га		902	702	2684	2529
Цена продукции, лв/ц		23	30	7	1,6
Прирост урожайности благодаря орошению, в 2000 г. ц/га		7	3	100	475
Расчетные потери от изъятия из ирригации 1 м ³ воды		0,18	0,13	0,26	0,30
Расчетные потери в земледелии при круглогодичном дополнительном попуске из водохранилища 1 м ³ /сек, млн лв/год		5,7	4,1	8,2	9,5
Кормовая урожайность на богаре, ц/га	1985	48	202	348	125
	1990	52	218	372	168
	2000	60	250	420	200
Урожайность на орошаемых землях, ц/га	1985	100	230	553	219
	1990	110	250	602	346
	2000	130	290	700	300
Оросительная норма, м ³ /га		2756	3178	2705	3506
Цена продукции, лв/ц		18	27	14	27
Прирост урожайности благодаря орошению, в 2000 г. ц/га		70	40	280	100

Таблица 13 (окончание)

Характеристика	Год	Культура			
		кукуруза зерновая	овощи	свекла кормовая	зелень- фрукты
Расчетные потери от изъятия из ирригации 1 м ³ воды		0,46	0,34	1,45	0,77
Расчетные потери в земледелии при круглогодичном дополнительном попуске из водохранилища 1 м ³ /сек, млн лв/год		14,5	10,7	45,8	24,3

В этом варианте необходимо увеличение попуска с 0,53 м³/сек до 4,65 м³/сек, что возможно за счет сокращения ирригационного водозабора из водохранилища.

Для оценки ущерба, который будет нанесен сельскому хозяйству переходом на богарное земледелие по мере увеличения попуска в нижний бьеф, приведем агро-экономические характеристики основных культур, выращиваемых в районе (табл. 13). Последние строки табл. 13 отражают результаты расчета ущерба.

Допустим, что при 4-компонентном нормировании качества воды (взвешенные, ХПК, БПК, фосфаты) мы планируем обеспечить II-ю категорию качества воды в реке. Необходимый дополнительный попуск равен $4,65 - 0,53 = 4,12$ м³/сек. Будем изыскивать эти ресурсы за счет отказа от орошения ячменя, что приводит к минимальному ущербу для сельского хозяйства: $4,12 \times 4,1 = 16,9$ млн левов. Далее — лв/год. Складывая этот ущерб с суммарными затратами на очистку сточных вод во всех промзонах, получаем, что минимально необходимые затраты на перевод бассейна во II-ю категорию качества воды составят: $77,2 + 16,9 = 94,1$ млн лв/год. При этом надо иметь в виду, что речь идет о 4-компонентной трактовке II-й категории качества воды в бассейне.

Исследование показывает, что радикальное улучшение качества воды в бассейне р. Искр невозможно при сохранении современного объема сточных вод. Необходима разработка комплекса мероприятий по сокращению сброса загрязнений в реку и ее притоки. Это: оборотное водоснабжение в промышленности, повторное использование городских и производственных сточных вод в промснабжении и орошаемом земледелии.

Только создание замкнутых систем промышленного и аграрно-промышленного водопользования решает экологические проблемы районов с интенсивным производством.

ЛИТЕРАТУРА

- Акимов В.А., Кузьмин И.И., Фалеев М.И. Снижение риска и смягчение последствий чрезвычайных ситуаций: политика, практика, наука // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 147-149.
- Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. 173 с.
- Бабаев НС, Кузьмин И.И. "Абсолютная" безопасность или приемлемый риск? // Коммунист. 1989. № 7. С. 75-81.
- Балацкий О.Ф. Экономика чистого воздуха. Киев: Наук, думка, 1979.
- Бачкаи Т., Месена Д., Мико Д. и др. Хозяйственный риск и методы его измерения: Пер. с венг. М.: Экономика, 1979. 184 с.
- Быков А.А. Моделирование природоохранной деятельности. М.: НУМЦ Госкомэкологии России, 1998. 182 с.
- Вацалова Т.В., Мягков СМ., Шныпарков АЛ. Проблема отношения людей к природному и иному риску // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 149-151.
- Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. М.: Экономика, 1986.
- Гловацкая Н., Лазуренко С, Жукова И. Безопасность человека и общества: новые ориентиры социально-экономического развития // Вопр. Экономики. 1992. № 1. С. 41-52.
- Гмошинский Е.Г., Флореиш Г.И. Теоретические основы инженерного прогнозирования. М.: Наука, 1973.
- Голуб А.А., Струкова Е.Б. Экономика природопользования. М.: Аспект пресс, 1995.
- Горский В.Г., Моткин Г.А., Швецова-Шиловская Т.Н., Курочкин В.К. Что такое риск? // Тр. Первой Всерос. Конф. "Теория и практика экологического страхования". М.: ИПР РАН, 1995. С. 23-30.
- Гофман КГ. Экономическая оценка природных ресурсов в условиях социалистической экономики. М.: Наука, 1977.
- Гофман К.Г., Гусев А.А. Экологические издержки и концепция экономического оптимума качества окружающей природной среды // Экономика и мат. методы. 1981. Т. 17, вып. 3.
- Гофман КГ, Рюмина ЕВ. "Кредитные отношения" общества и природы // Там же. 1994. Т. 30, вып. 2.
- Гурман В.И., Константинов Г.Н., Черкашин А.К. и др. Эколого-экономическая стратегия развития региона. Новосибирск: Наука,

1990.

Гурман В.И., Кульбака Н.Э., Рюмина ЕВ. Проблемы учета экологической составляющей в системе национальных счетов // Экономика и мат. методы. 1996. Т. 32, вып. 1.

Гурман В.И., Кульбака Н.Э., Рюмина ЕВ. Опыт построения социо-эколого-экономической модели развития региона // Там же. 1999. Т. 35, вып. 3.

Гусев А.А., Гусева ИГ. Устойчивое развитие и страхование экологического риска // Тр. Первой Всерос. Конф. "Теория и практика экологического страхования". М.: ИПР РАН, 1995.

Дадаян В.С. Орбиты планетарной экономики. М.: Наука, 1989.

Дзекцер Е.С. Геологический риск и неопределенность при принятии управляющих решений в городе // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. Конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 80-82.

Елохин А.Н., Лебедев А.В. Определение допустимых уровней риска // Там же. 1997. С. 135-136.

Еременко В.А. О необходимости межведомственной и международной интеграции при анализе риска для граждан России от техногенных и природных воздействий // Там же. 1997. С. 141-143.

Кархов А., Максименко Б. Экономические принципы концепции приемлемого риска // Вопр. экономики. 1992. № 1. С. 63-67.

Качалов Р.М. Управление хозяйственным риском производственных систем // Экономика и мат. методы. 1997. Т. 33, вып. 4. С. 25-38.

Концепция перехода Российской Федерации к устойчивому развитию // Зеленый мир. 1996. № 12.

Кофф ГЛ., Сысоев Ю.А., Орквасов З.В. и др. Методика оценки эффективности мероприятий по защите населения и прибрежных территорий Каспийского моря: (Проект). М.: ПНИИИС, 1997.

Кофф ГЛ. Косвенный риск ущерба от опасных природных и природотехногенных процессов // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 115-117.

Кофф ГЛ., Гусев А.А., Козьменко С.Н., Воробьев ЮЛ. Оценка последствий чрезвычайных ситуаций. М.: РЭФИА, 1997. 364 с.

Матлин И.С. Сводная народнохозяйственная модель в системе моделей оптимального перспективного планирования // Экономика и мат. методы. 1987. Т. 23, вып. 6.

Месарович М., Мако Д., Такахара И. Теория иерархических многоуровневых систем. М.: Мир, 1973.

Методика определения предотвращаемого экологического ущерба по отдельным видам природных сред и основным направлениям деятельности территориальных природоохранных органов: Проект / Госкомэкология РФ. М., 1998.

Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов и их отбору для финансирования. М.: Информэлектро, 1994.

Методические указания по проведению анализа риска опасных промышленных объектов. М.: НТЦ "Промышленная безопасность", 1996. 17 с. Моткин Г.А. Основы экологического страхования. М.: Наука, 1996. Общая теория систем. М.: Мир, 1966.

Охрана окружающей среды в Российской Федерации в 1992 г.: Стат. сб. М.: Госкомстат России, 1993.

Порфирьев Б.Н. Концепция риска, который никогда не равен нулю // Энергия. 1989. № 8. С. 31-33.

Постоев Г.П. Технология решения задач оценки природных рисков // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 83-85.

Рагозин АЛ. Современное состояние и перспективы оценки и управления природными рисками в строительстве // Анализ и оценка природного и техногенного риска в строительстве / Минстрой России. М., ПНИИИС, 1995. С. 9-25.

Рагозин АЛ. Основные положения концепции профилактики природных опасностей или допустимого уровня природного риска в строительстве // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997а. С. 7-16.

Рагозин АЛ. Введение в синергетику опасных природных процессов // Там же. 1997б. С. 50-52.

Рюмина Е.В. Социально-политическая ограниченность западных моделей экологического кризиса // Экономика и мат. методы. 1977. Т. 13, вып. 1.

Рюмина Е.В. Экологический фактор в экономико-математических моделях. М.: Наука, 1980.

Рюмина Е.В. Согласование планов развития народного хозяйства и природоохранной деятельности // Проблемы согласования отраслевых и региональных решений в системе моделей оптимального планирования. М.: ЦЭМИ АН СССР, 1986.

Рюмина Е.В. Моделирование взаимосвязей народного хозяйства и природоохранной деятельности // Экономика и мат. методы. 1991. Т. 27, вып. 2.

Рюмина Е.В. Концепция экологически устойчивого развития применительно к макроэкономическому уровню // Там же. 1995. Т. 31, вып. 3.

Рюмина Е.В., Кофф ГЛ., Сысоев Ю.А., Орквасов З.В. Оценка эффективности мероприятий по защите населения и прибрежных территорий от процессов, вызываемых подъемом уровня Каспийского моря // Прикладная геоэкология, чрезвычайные ситуации, земельный кадастр и мониторинг: Сб. тр. М.: ИЛ РАН, 1999. Вып. 3. С. 94-104.

Соколовский ДЛ. Речной сток: (Основы теории и методики расчетов). Л.: Гидрометеиздат, 1968.

Тарасов А.Г. Этно-социальные особенности восприятия риска и поведения в его условиях // Тр. Второй Всерос. Конф. "Теория и практика экологического страхования". М.: ИПР РАН, 1996. С. 38-40.

Токсанбаева М.С. Бедность и безработица как показатели социально-экономического развития территориальных общностей // Роль

информатики в региональном развитии. М.: Наука, 1997.

Фальцман В. Экономика техногенной и природной безопасности: (Проблемы методологии)//Вопр. экономики. 1992. № 1. С. 19-30.
Форреарпер Дж. Мировая динамика. М.: Наука, 1978.

Хильчевская Р.И. Проблемы экологической экономики в свете концепции устойчивого развития // Экономика и мат. методы. 1996. Т. 32, вып. 3.

Хильчевская Р.И. К вопросу об определении ущерба от Чернобыльской аварии // Подходы к экономической оценке ущерба, связанных с радиационными авариями и загрязнениями. М., 1994. (Информ. бюл. / Объед. науч. совет РАН по проблемам экологии; вып. 2).

Шахраманьян М.А., Ларионов В.И., Нугметов Г.М. и др. Методический подход к обоснованию приемлемого уровня сейсмического риска // Прикладная геоэкология, чрезвычайные ситуации, земельный кадастр и мониторинг: Сб. тр. М.: ИЛ РАН, 1999. Вып. 3. С. 50-63.

Щевьев Ю.Л. Использование функции управления риском в оптимизации защиты при составлении региональных схем // Анализ и оценка природных рисков в строительстве: Материалы междунар. конф. М.: ПНИИИС, 1997. С. 92.

Baumol W.J., Blinder A.S. Economics: principles and policy. Florida: Harcourt, Brace, Jovanovich, 1988.

CIDIE Workshop on Enviromental and Natural Resource Accounting. Nairobi, 1992.

Cropper M.L., Oates W.E. Environmental economics: A survey // J. Econ. Lit. 1992. Vol. 30, N6.

Easethrook G. Cleaning up // Newsweek. 1989. July 24, N 114.

Fisher A., Peterson F. The environment in economics: A survey // J. Econ. Lit. 1976. Vol. 14, N 1.

Hotelling H. The economics of exhaustible resources // J. Polit. Econ. 1931. Vol. 39, N 2.

Hueting R. New scarcity and economic growth: More welfare through less production? Amsterdam: North-Holland, 1980.

Kneese A., Bower B. Managing water quality: Economics, technology, institutions. Baltimore (Md.): Johns Hopkins Univ. Press, 1968.

Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens W.W. The limits to growth: A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. N.Y., 1972.

Mesarovic M., Pestel E. Mankind at the turning point: The second report to the Club of Rome. N.Y., 1974.

Models of doom: A critique of the limits to growth. N.Y., 1973.

Munasinghe M. The economist's approach to sustainable development // Finance and Development. 1993. Vol. 30, N 4.

Pearce D., Turner R. Economics of natural resources and the environment. N.Y.: Harvester Wheatsheaf, 1990.

Pearce D.W., Warford J.J. World without end. Economics, environment, and sustainable development. Oxford: Univ. press, 1993.

Portney P. Policy watch: Economics and the clean air act//J. Econ. Perspect. 1990. Vol. 4, N 4.

Serageldin I. Making development sustainable // Finance and Development. 1993. Vol. 30, N 4.

Steer A., Lutz E. Measuring environmentally sustainable development//Ibid. 1993. Vol. 30, N 4.

Young M.D. Sustainable investment and resource use: Equity, environmental integrity and economic efficiency. P.: Parthenon Publ. group, 1992.