

УДК 502/504

И. П. АЙДАРОВ

Россельхозакадемия

К ВОПРОСУ О КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ, СОЦИАЛЬНОЙ И ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИНВЕСТИЦИОННЫХ ПРОЕКТОВ ПРИРОДОБУСТРОЙСТВА

Приведена методология комплексной оценки экологической, социальной и экономической эффективности инвестиционных проектов в области природообустройства.

Экологическая, социальная и экономическая эффективность, экосистемные услуги, экологический ущерб, экологический риск, чистый дисконтированный доход, экологически адаптированный валовой внутренний продукт.

There is given a methodology of integrated assessment of ecological, social and economic efficiency of investment projects in the field of environmental engineering.

Ecological, social and economic efficiency, ecosystem services, ecological damage, ecological risk, net discounted profit, ecologically adapted gross domestic product.

В соответствии с существующими нормативно-методическими документами основным критерием оценки эффективности инвестиционных проектов является чистый дисконтированный доход (ЧДД), который представляет собой разницу между суммарным эффектом и суммарным ущербом за весь расчетный период [1, 2, 3]. ЧДД как показатель эффективности обладает неоспоримыми преимуществами по сравнению с другими критериями. Он в принципе позволяет учитывать экологические, социальные, экономические и временные факторы, стоимость природного и человеческого капитала и основные цели инвестиционных проектов.

Вместе с тем, практика показывает, что при использовании ЧДД для оценки эффективности проектов обычно исходят из традиционных представлений природопользования. Такой подход к оценке эффективности не отвечает требованиям природообустройства, которое предполагает комплексное разрешение экологических, социальных и экономических

проблем. Причин тому много, основные из них следующие:

стремление интенсивно использовать природные ресурсы с целью получения максимальной материальной выгоды; возможность полного восстановления природной среды за счет осуществления природоохранных мероприятий;

оценка стоимости природоохранных мероприятий как рыночной стоимости ущерба по отдельным компонентам природной среды;

однозначность выбора расчетного варианта проекта без оценки экологического риска ухудшения природной среды, здоровья населения и требований устойчивого развития;

рыночные отношения как основа достижения успеха, для чего не требуется государственного управления и контроля.

В современных условиях, когда воздействие на природную среду в стране повсеместно превысило допустимые пределы, сопровождается самопроизвольным разрушением экосистем и дальнейшим

развитием масштабов деградации земель, выбор цели и состава инвестиционных проектов в области природообустройства становится неформальной процедурой. Этот выбор должен основываться на идеях природообустройства и включать совокупность различных проектов. Исходя из требований природообустройства и сложившейся ситуации, совокупность отдельных проектов должна быть многоцелевой, т. е. предусматривать разрешение всех возникающих системных проблем, положительных и отрицательных эффектов, которые не рассматриваются при реализации каждого из проектов в отдельности и, следовательно, не учитываются при оценке их эффективности. В этом случае наиболее эффективным будет разрешение проблем природообустройства, основанное на рассмотрении различных сочетаний отдельных проектов. Оценка эффективности каждого из проектов рассматривается в качестве альтернативного варианта.

В число таких проектов входят:

проекты восстановления нарушенных экосистем до уровня, при котором предотвращается самопроизвольное их разрушение и устраняются причины деградации земель;

проекты восстановления деградированных земель.

В настоящее время инвестиционные проекты в области природопользования являются по существу одноцелевыми, т. е. эффективность их не зависит от осуществления других проектов. К таким проектам относятся проекты орошения и осушения земель, предусматривающие регулирование факторов роста и развития сельскохозяйственных растений с целью увеличения их урожайности. Неэффективность таких проектов очевидна и нашла отражение в федеральном законодательстве: «Осуществление мелиоративных мероприятий (улучшение земель) не должно приводить к ухудшению состояния окружающей природной среды»; «В проектах мелиорации земель должен быть разработан раздел охраны окружающей среды» [4, 5].

Оценка эффективности инвестиционных проектов является наиболее ответственным этапом принятия решения, от которого зависит не только рациональное использование природных ресурсов и благосостояние населения, но и экологиче-

ская безопасность страны. Объективность и достоверность оценки эффективности проектов в области природообустройства зависит от методических подходов к определению суммарных эффектов, ущербов и затрат за весь расчетный период. Практика показала, что экологический ущерб при расчете чистого дисконтированного дохода рекомендуется определять покомпонентно, применяя нормативные методы оценки, основанные на использовании законодательно установленных стоимостных показателей и фиксированных величин, заменяющих оценку реальных затрат. Используемые в России методики оценки ущерба природной среде включают показатели хозяйственной деятельности, которые сводятся к двум основным типам: расчет ущерба через оценку снижения биологической продуктивности (урожайности сельскохозяйственных культур); определение ущерба по величине затрат на охрану, воспроизводство или восстановление природной среды.

Наибольшее распространение получили методики, основанные на использовании минимального размера заработной платы при исчислении штрафов или компенсации ущерба [3, 6, 7]. В результате таких расчетов ущерб природной среде искусственно занижается.

Совершенно необоснованной является и покомпонентная оценка ущерба. Это противоречит самой идее оценки экологического ущерба. Экосистема – это динамический комплекс сообществ растений, животных, микроорганизмов и неживой природы, взаимодействующих как сложное функциональное единство. Живые организмы в экосистемах не просто сосуществуют, они живут за счет друг друга и регулируют качество природной среды. Нарушение одного или нескольких компонентов приводит к развитию цепных реакций и деградации экосистем, вплоть до полного их разрушения. В качестве примера можно привести экосистему Камчатки. Исчезновение или нарушение популяции лососей, являющейся основным источником белков и жиров для хищных животных и птиц, может привести к разрушению всей экосистемы. Поэтому покомпонентный подход к оценке экологического ущерба неприемлем, также как и устойчивое убеждение – чем больше

компонентов будет учтено при расчете ущерба, тем лучше.

Таким образом, методы оценки эффективности инвестиционных проектов, основанные на традиционных рыночных отношениях и получении максимальной прибыли, должны уступить место экономике природообустройства, главной целью которой является сохранение биоразнообразия и экосистемных услуг. При такой постановке задачи необходимо вместо рыночной стоимости природных ресурсов учитывать их экологическую ценность. Понятие «экологической ценности» шире, чем понятие «рыночной цены», так как связано с нематериальными экосистемными услугами, которые природная среда предоставляет человеку. Сложность оценки экологической ценности заключается в том, что экосистемные услуги не вовлечены в рыночные отношения и не имеют формальной цены.

В состав экосистемных услуг входят: регулирующие (биоразнообразие, климат, качество атмосферного воздуха и водных ресурсов, производство биомассы и др.); обеспечивающие (продовольствие, сырье, топливо, генетические ресурсы); культурные (духовные, рекреационные, эстетические).

Спрос на экосистемные услуги в настоящее время настолько велик, что замена одних услуг другими стала правилом. Вместе с тем, следует учитывать, что экосистемы – это сложные динамические образования, в которых существуют жесткие ограничения возможных замещений. Можно увеличить производство продовольствия за счет перевода лесных экосистем в агроценозы или за счет орошения и осушения земель, но при этом сокращается обеспечение другими экосистемными услугами, такими, как биоразнообразие, климат и т.д.

В последние годы опубликовано много работ, посвященных оценке экосистемных услуг [8, 9, 10 и др.]. Основная проблема при этом заключается в отсутствии четких представлений о составе и качестве экосистемных услуг. В связи с этим в расчетах учитывается различное число экосистемных услуг (от 6 до 20 и более). В одних работах стоимость экосистемных услуг оценивается по отношению к рыночной стоимости природных ресур-

сов, в других – в денежном выражении. При оценке ценности экосистемных услуг используется метод замещения утраченных регулирующих, обеспечивающих, культурных и других услуг. Обобщение имеющихся материалов показало, что соотношение рыночной стоимости и экологической ценности природных ресурсов в зависимости от состава и ценности учитываемых экосистемных услуг колеблется от 1:5 до 1:100. Ценность экосистемных услуг в денежном выражении в зависимости от полноты учета основных услуг изменяется от 23 до 70 тыс. долл./га (в среднем 35...50 тыс. долл./га) [8]. Для России ценность экосистемных услуг по различным природным зонам изменяется от 20 до 40 тыс. долл./га [9, 10].

Для определения ценности теряемых экосистемных услуг (экологического ущерба) в конкретных условиях необходимо знать масштабы и характер сельскохозяйственного воздействия и уровень деградации экосистем. В качестве основного показателя деградации экосистем можно использовать величину снижения биоразнообразия, поскольку именно она определяет ценность экосистемных услуг, а значит, и экологический ущерб. Экологический ущерб можно определить, используя следующее выражение:

$$У = Э\lambda\Pi, \quad (1)$$

где У – экологический ущерб, р./га; Э – площадь сильно нарушенных экосистем, доля от единицы; λ – степень снижения биоразнообразия, доля от единицы; Π – ценность экосистемных услуг, р./га.

При оценке площади сильно нарушенных экосистем необходимо учитывать не только степень нарушения структуры биогеоценозов, но и интенсивность техногенного загрязнения. Интенсивность техногенного загрязнения упрощенно можно учесть через площадь земель, подверженных загрязнению, например: $\omega = \omega_0\alpha$, где ω и ω_0 – площадь земель, подверженных техногенному загрязнению, и площадь земель, занятых населенными пунктами, промплощадками и другими техногенно нарушенными землями, соответственно; α – коэффициент, учитывающий технологическое совершенство промышленных технологий и особенность природных условий, $\alpha = 1,5...5$ [11, 12]. Снижение биоразнообразия оценивают в зависимости от степени нарушения структуры биогеоценозов. Методы определения величин,

входящих в выражение (1), приведены в работах [9, 10].

В состав экологических ущербов, наряду с ущербами, наносимыми природной среде, необходимо включать ущербы, связанные с ухудшением здоровья населения [9]:

$$З = 0,1Э + 0,002Э^2, \quad (2)$$

где Z – ущерб от ухудшения здоровья населения, % от ВРП; $Э$ – площадь сильно нарушенных экосистем, %.

Экономический эффект, достигаемый в период времени t , включает выручку от продажи продукции сельского хозяйства и промышленности с учетом надбавки за экологическую стабильность и качество [1].

Не менее значимым при расчете ЧДД является обоснование продолжительности расчетного периода, ставки дисконтирования и затрат на природоохранные мероприятия. Необходимость обоснования продолжительности расчетного периода связана с тем, что экологические последствия хозяйственной деятельности проявляются не сразу, поэтому существующая система планирования, ориентированная на кратко или среднесрочную перспективу (5–15 лет), неприемлема. Предупреждение ухудшения состояния природной среды в свое время позволило бы сэкономить огромные средства и время на ликвидацию неблагоприятных последствий.

При существующей в России рыночной экономике ставка дисконтирования рассматривается как норма прибыли на вложенный капитал и принимается на уровне ставки банковских депозитов (6...8 %). Такой подход к обоснованию ставки дисконтирования не учитывает возможных ущербов природной среде в перспективе, т. е. основное требование природообустройства. В связи с этим лесовосстановление со сроком воспроизводства природного потенциала 60–80 лет оказывается неконкурентоспособным по сравнению с проектами, обеспечивающими быструю отдачу (например, орошение или осушение земель). Концепция природообустройства требует иного подхода к обоснованию ставки дисконтирования, поскольку основная цель заключается не в получении максимальной прибыли, а в сохранении биоразнообразия и ценности экосистемных услуг в долгосрочной перспективе.

С экологических позиций ставка дисконтирования должна отражать не

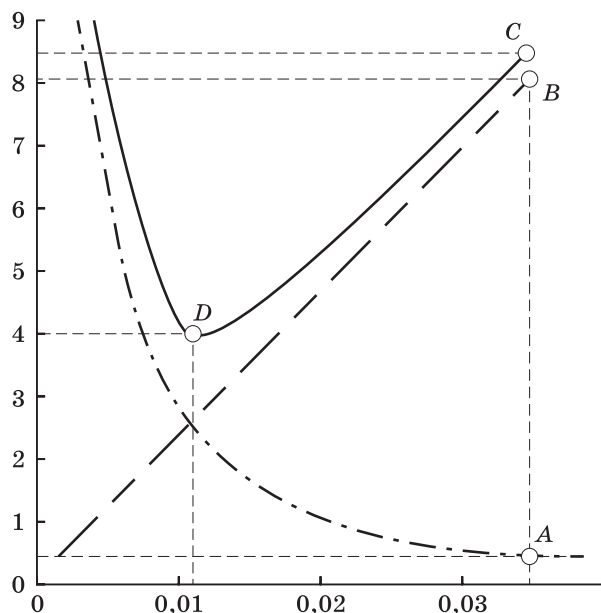
норму прибыли, а допустимый экологический риск ухудшения природной среды в перспективе. Это вытекает из требований устойчивого развития, которые предусматривают необходимость сохранения природной среды для будущих поколений. Если устойчивое развитие подразумевает, что наши потомки будут нуждаться в экосистемных услугах так же, как и мы, то ставка дисконтирования должна быть нулевой, что практически неосуществимо. По имеющимся данным, уровень приемлемого экологического риска не должен превышать 2...3 %. В этом случае через 25 лет может сохраниться более 60 % природных экосистемных услуг. Это соответствует требованиям Национальной стратегии сохранения биоразнообразия (принята на саммите G8 в Канаде в 2010 году) и Концепции долгосрочного социально-экономического развития России [13]. В указанных документах предусматривается сохранение биоразнообразия и улучшение к 2020 году экологического состояния в 2–2,5 раза по сравнению с современным. В декларации «Выход из кризиса и новые начала», принятой на встрече лидеров восьми стран в 2010 году, отмечается: «Мы признаем, что нынешние темпы потери биоразнообразия представляют собой серьезную угрозу, поскольку биологически разнообразные и устойчивые экосистемы играют важнейшую роль в обеспечении благосостояния людей, устойчивого развития и сокращения масштабов нищеты».

Сложность обоснования приемлемого экологического риска заключается в том, что его снижение требует создания технически и экологически совершенных систем и сооружений. Это означает, что при расчете ЧДД нельзя произвольно определять величину экологического риска, объемы затрат и возможные ущербы, наносимые природной среде и населению; все эти показатели тесно связаны между собой. Величина экологического риска определяет возможные ущербы и соответствующую плату за риск. Снижение экологического риска сопровождается снижением ущербов и резким увеличением затрат. Для оценки величины экологического риска применительно к проектам природообустройства можно использовать соотношение

«затраты – ущербы» (рисунок) [12].

Величина экологического риска в этом случае определится как $\lambda \lambda$, где λ и λ – соответственно площади сильно нарушенных экосистем и снижение биоразнообразия (в долях от единицы). При этом установленные риски не могут считаться абсолютными, их уровень будет зависеть от социально-экономических условий.

Учитывая, что полностью исключить экологические ущербы в процессе хозяйственной деятельности невозможно, в практику оценки развития экономики страны целесообразно ввести дополнительный показатель – экологически адаптированный внутренний валовой продукт: $ВВП_a = ВВП - \text{суммарный экологический ущерб}$, который будет характеризовать экологическую составляющую экономики государства. В настоящее время в России экологически адаптированный внутренний валовой продукт при учете ущербов только атмосферному воздуху и водным ресурсам составляет примерно 50...55 % от ВВП, а при учете суммарного экологического ущерба не превышает 10...20 % от ВВП. Иными словами, экологическая цена, которую приходится платить за рост ВВП, недопустимо велика, она в 4–6 раз превышает аналогичные данные в развитых странах [9, 14].



Типичный анализ соотношения «ущерб – затраты» при оценке экологического риска: ——— стоимость экономических потерь вследствие экологического риска; ····· стоимость защитных мер, включая подготовку персонала; — суммарные затраты

Выводы

Исследования, выполненные в ФГБОУ ВПО МГУП, открывают новые перспективы для развития экономики природообустройства. Полученные результаты позволяют не только в полной мере оценить смысл и значение эколого-социально-экономической концепции природообустройства, но и разработать подходы к комплексной оценке эффективности инвестиционных проектов и эффективности охраны природы страны – эколого-социально-экономического эффекта, получаемого в результате сохранения и рационального использования природных ресурсов.

1. Краснощеков В. Н. Теория и практика эколого-экономического обоснования комплексных мелиораций в системе адаптивно-ландшафтного земледелия: монография. – М.: МГУП, 2001, – 291 с.

2. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов: официальное издание. – М.: Экономика, 2000, – 419 с.

3. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов мелиорации сельскохозяйственных земель: РД-АПК 3.00.01.003–03; утв. Минсельхозом России 24 января 2003 года; введены в действие с 1 марта 2003 года. – URL: <http://lawru.info/lega12/se2/pravo2273/index.htm> (дата обращения 28. 08. 12.).

4. О мелиорации земель: Закон Российской Федерации; принят Государственной Думой 8 декабря 1995 года. В ред. Федеральных законов от 10. 01. 2003 № 15-ФЗ, от 22. 08. 2004 № 122-ФЗ. – URL: <http://agrotreyd.ru/melioraciya/bez-rubrik/federalnyiy-zakon-o-melioratsii-ztmtl.html> (дата обращения 31. 08. 12.).

5. Об охране окружающей среды: Закон Российской Федерации; от 10. 01. 2002 № 7-ФЗ. – М.: КноРус, 2011. – 48 с.

6. Методика оценки предотвращенного экологического ущерба. – М.: Госкомприрода, 1999. – 70 с.

7. Методы оценки ущерба биоресурсам: сборник нормативно-методических документов и их аналитический обзор. – М.: АО «ОКАЭКОС», 2000. – 238 с.

8. Constanza R. d' Arge. Значение мира экосистемных услуг и природного капитала // Nature. – 1997. – № 387. – 1–51 с.

9. Айдаров И. П. Проблемы природопользования и природообустройства в России и пути их решения: монография. – М.: ФГОУ ВПО МГУП, 2010. – 94 с.

10. Айдаров И. П. Экологические основы мелиорации земель: монография. – М.: ФГОУ ВПО МГУП, 2012. – 180 с.

11. Васильев С. В. Воздействие нефтегазовой промышленности на лесные и болотные экосистемы. – Новосибирск: Наука, 1988. – 136 с.

12. Ушаков И. Б. Качество жизни и экологический риск // Экология человека. – 1996. – № 3. – С. 73–76.

13. Концепция долгосрочного социально-экономического развития Российской

Федерации на период до 2020 года. – URL: <http://www.smolin.ru/odv/reference-source/2008-03.htm> (дата обращения 31.08.12.).

14. Зырянова У. П., Кузнецов В. В., Лазарев В. И. Экономика природопользования и природоохранной деятельности: учебное пособие. – Ульяновск: УлГТУ, 2011. – 183 с.

Материал поступил в редакцию 02.04.12.

*Айдаров Иван Петрович, доктор технических наук, профессор, академик Россельхозакадемии
Тел. 8 (499) 976-16-02*

УДК 502/504.4.06

С. В. ВАСИЛЕНКОВ

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Брянская государственная сельскохозяйственная академия»

ОЧИСТКА ВОДЫ ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ОСУШИТЕЛЬНЫХ КАНАЛАХ

Представлены результаты обследования процесса осаждения цезия в осушительных каналах. Эксперименты показывают высокую эффективность очистки воды посредством осаждения наносов, а вместе с ними и адсорбированных на них радионуклидов цезия. Наивысшая удельная активность формируется в верхнем слое ила, поэтому существует опасность повторного загрязнения при воздействии ветра.

Радионуклиды, удельная активность, осушительные каналы, цезий-137.

There are given results of investigation of Cesium settling in drainage canals. The experiments show a high effectiveness of water cleaning by means of alluviation and adsorbed Cs radio nuclides. The highest specific activity is formed in the silt upper layer that is why there is a danger of water recurrent contamination under the impact of wind.

Radio nuclides, specific activity, drainage canals, Cesium (Cs-137).

В западных районах Брянской области, наиболее загрязненных радионуклидами, построено и существует в настоящее время множество осушительных систем. Каналы на всем протяжении заросли камышом, рогозом, осокой, кустарником. Частично они продолжают выполнять свои функции по отводу воды, особенно в весеннее время, работая как собиратели. Все осушительные системы нуждаются в

реконструкции.

В таблице приведены сведения о радионуклидах в донных илах осушительных каналов и рек. Наибольшая концентрация зафиксирована в нагорно-ловчем канале Новозыбковского района – 2811,3 Бк/кг и отстойнике на главном магистральном канале у выхода с территории осушительной системы – 2050 Бк/кг [1]. Аналогичный отстойник на осушительной