

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРИРОДООБУСТРОЙСТВА АГРОЛАНДШАФТОВ

*И.П. Айдаров, действительный член РАСХН, д-р тех. наук, профессор;
В.Н. Краснощеков, д-р экон. наук, профессор (ФГОУ ВПО МГУП)*

Формирование природообустройства как особого вида деятельности связано с инициативой дальновидных людей, предложивших существенно расширить сферу мелиорации сельскохозяйственных земель, включив в нее всю деятельность по использованию, охране и управлению природными ресурсами и системами. «Появление природообустройства, как деятельности, было подготовлено всей историей взаимодействия человека и природы и свидетельствовало о диалектическом развитии философии целостного восприятия мира, философии, которая видит решение проблемы сосуществования человека и природы в единственно правильном направлении – вне всяких границ: политических, экономических, экологических и др.» [1]. Такая постановка проблемы в наибольшей степени отвечает не только учению В.В. Докучаева, в основе которого лежит необходимость исследований целостных природных систем, а в основе природопользования – оптимизация ландшафтов, но и требованиям «Sustainable development» [2,3].

Многообразие окружающего нас мира требует комплексного изучения фундаментальных понятий о природной среде, которая представляет собой единую организованную систему (ландшафт, геосистема), состоящую из ряда взаимосвязанных и взаимообусловленных компонентов (приземный слой атмосферы, биота, почва, подземные и поверхностные воды). К сожалению, долгое время этот очевидный факт при решении вопросов природопользования практически не принимался во внимание. В связи с этим, общим недостатком проблем природопользования, в том числе и в сфере АПК, является их не комплексное решение. Улучшение определенных компонентов природных систем (почвы, биологические и водные ресурсы и др.) и тем более отдельных факторов (водный, солевой и другие балансы), как показала практика, было совершенно недостаточно для решения проблемы рационального использования природных ресурсов и оптимизации ландшафтов. При обосновании различных видов мелиораций природную систему не рассматривали как целостную систему, состоящую из ряда взаимосвязанных и взаимообусловленных компонентов, поэтому из поля зрения выпадали основные свойства ландшафтов и их изменение в процессе деятельности (открытость, структура, целостность, функционирование и др.), а, следовательно, и причинно-следственные связи (причина – процесс – следствие). В связи с этим, планируемые мероприятия

предусматривали по существу не ликвидацию причин, а борьбу со следствиями, что во многих случаях только ухудшало ситуацию.

Начиная с 1980-85гг. при обосновании мелиорации сельскохозяйственных земель стали учитывать не только увеличение урожайности и объемов производства сельскохозяйственной продукции, но и требование сохранения плодородия почв, рационального использования и охраны других природных ресурсов [4,5]. Совокупность показателей, отражающих требования к регулируемым факторам почвообразования, роста и развития растений и охраны природной среды, была названа мелиоративным режимом и включала регулирование биологического и геологического круговоротов воды и химических веществ, обеспечивающих увеличение эффективного плодородия почв и сведение к минимуму негативного влияния орошения и осушения земель на природную среду [6]. Это было, несомненно, важным шагом в развитии мелиорации сельскохозяйственных земель как наиболее распространенной деятельности человека по обустройству природы.

Природообустройство существенно расширило сферу мелиоративной деятельности, включив в нее улучшение земель не только сельскохозяйственного назначения, но и водного, лесного фондов, населенных пунктов, промышленных, рекреационных и других объектов. В связи с этим, объектами природообустройства, в отличие от орошения и осушения земель, должны быть не отдельные элементы природной среды и даже не отдельные территории, а ландшафты, представляющие собой целостные природные системы [7].

Совершенно очевидно, что критерии оценки эффективности природообустройства как деятельности должны быть существенно расширены по сравнению с критериями оценки мелиоративных режимов орошаемых и осушаемых земель. Они должны включать критерии оценки состояния не только отдельных компонентов, но и ландшафтов в целом. К числу таких критериев следует отнести обобщенные показатели экологического и экономического характера. Такое деление критериев на экологические и экономические является условным, но оно, во-первых, указывает на отличие природообустройства от природопользования и, во-вторых – отражает эколого-экономическую сущность природообустройства как особого вида деятельности.

К экологическим критериям следует отнести коэффициент экологической стабильности, т.е. способность ландшафтов сохранять свои основные свойства, такие как целостность, функционирование и динамику, при внешних воздействиях. Коэффициент экологической стабильности учитывает структуру биотических и абиотических элементов ландшафта, их экологическую значимость и определяется как [8]:

$$K_c = \frac{\sum_1^n f \cdot k_1 \cdot k_2}{\omega} \quad (1)$$

где: K_c – коэффициент экологической стабильности ландшафта; f – площади биотических и абиотических элементов, входящих в состав ландшафта, в % от общей площади системы; k_1 – относительная экологическая значимость отдельных элементов; k_2 – коэффициент геолого-морфологической устойчивости рельефа ($k_2 = 1$ – стабильный; $k_2 = 0,7$ – нестабильный, например рельеф песков, склонов, оползней); ω – площадь рассматриваемого ландшафта, $\omega = 100$ %. Оценку экологической стабильности ландшафтов приводят в соответствии со следующей шкалой: $K_c \leq 0,33$ – нестабильный; $0,34-0,50$ – малостабильный; $0,51-0,66$ – среднестабильный и $> 0,66$ – стабильный [8]. Коэффициент k_1 , характеризующий экологическую роль различных биотических элементов в формировании экологической стабильности ландшафта, определяется в зависимости от типа и продуктивности растительного покрова, физико-химических, биологических и микробиологических свойств почв как биогеохимических барьеров. При определении относительной экологической значимости биотических элементов (k_1) за единицу принимают почвы степных дубрав, являющиеся наиболее мощным биогеохимическим барьером. Значения k_1 для ряда биотических элементов приводятся в работе [8]: лиственные леса (степные дубравы) – 1,0; смешанные леса – 0,63; хвойные леса – 0,38; сады, лесные культуры, лесные полосы – 0,43; огороды – 0,50; луга – 0,62; пастбища – 0,68; водоемы и водотоки – 0,79; виноградники – 0,29; пашни – 0,14. Следует однако отметить, что эти значения (k_1) приведены в целом по стране и не учитывают особенности почвенно-климатических и хозяйственных условий различных природных зон.

В таблице 1 приведены результаты расчетов коэффициентов относительной экологической значимости для разных природных зон с использованием материалов исследований Ковды (1973г), Базилевич (1971 г), Будыко (1977) и других [9,10,11,12,13], таблица 1.

Таблица 1

Коэффициенты относительной экологической значимости

Биотические элементы ландшафта	Природно-климатическая зона					
	Северная тайга	Южная тайга	Лесостепная	Степная	Сухо-степь	Полупустынная

Леса	0,48	0,80	0,84	1,00	-	-
Луга	0,40	0,60	0,80	0,95	0,70	0,20
Сенокосы	0,38	0,58	0,78	0,93	0,66	0,18
Пастбища	0,39	0,59	0,79	0,94	0,67	0,19
Пашня	0,08	0,11	0,13	0,15	0,11	0,06

Приведенные в таблице 1 данные показывают, что пашня как биотический элемент во всех природных зонах характеризуется очень низким значением коэффициента относительной экологической значимости. Объясняется это рядом причин – отчуждением значительной части производимой биомассы с урожаем, ликвидацией подстилки, ухудшением свойств почвы как биогеохимического барьера и тем, что культурные растения не обладают достаточной внутренней устойчивостью и по определению не могут играть существенной роли в обеспечении экологической стабильности ландшафтов [9]. Обращает также на себя внимание значительно более высокая экологическая значимость всех биотических элементов в лесостепной и степной зонах по сравнению с остальными зонами.

Очень важным обстоятельством с точки зрения сельскохозяйственного использования угодий является то, что такие биотические элементы как сенокосы и пастбища по своей экологической значимости мало отличаются от природных лугов. Это дает основание считать их полуприродными и при расчетах экологической стабильности ландшафтов учитывать отдельной строкой.

Таким образом, при обосновании структуры ландшафтов (состава и соотношения различных биотических элементов) необходимо учитывать с одной стороны требования сохранения экологической стабильности ландшафтов и минимизации негативного воздействия хозяйственной деятельности на биоразнообразие, почвенные, биологические и водные ресурсы, с другой – необходимость производства сельскохозяйственной или иной продукции. Иными словами, необходима оптимизация структуры ландшафтов как основы хозяйственной деятельности. [2,7, 9]. Проблема эта чрезвычайно сложна и до настоящего времени не разработана. Попытки обоснования оптимальной структуры природно-хозяйственных ландшафтов были предприняты Одумом (1987 г) и Реймерсом (1994 г). В качестве критерия оптимизации принималось максимальное значение суммарного эколого-социально-экономического эффекта [14,15]. Так, для условий США этот критерий обеспечивается при условии, что площади интенсивно используемых угодий (пашни) составляют 40 % от общей площади [14]. Для России, по данным Реймерса, площади пахотных земель не должны превышать: для северной и южной тайги

– 0,1; для степной зоны – 0,4-0,5; для сухостепной – 0,20-0,25; для полупустынной – 0,10-0,15 [15].

Выполненные нами расчеты, учитывающие социально-экономический эффект от сельскохозяйственного использования почв, а также экологические ущербы, связанные со снижением природного плодородия почв, уменьшением общих запасов органического вещества и биоразнообразия в агроландшафтах, изменением (наводнения) режима и загрязнения водных ресурсов, позволили в первом приближении установить допустимые площади пашни по разным регионам страны. Для Северного, Восточно-Сибирского и Дальневосточного регионов допустимые площади пашни составляют 10 % от общей площади; для Северо-Западного, Центрального и Волго-Вятского – 20 %; для Уральского, Поволжского и Западно-Сибирского – 25-30 %; для Центрально-Черноземного и Северо-Кавказского – 30 %.

В настоящее время площади пашни составляют: в Северном, Северо-Западном, Западно-Сибирском, Восточно-Сибирском и Дальневосточном регионах – 1-10 % от общей площади; в Центральном, Волго-Вятском и Уральском регионах – 30-35 %; в Поволжском и Северо-Кавказском – 45-50 %; в Центрально-Черноземном - > 60 % [9].

Таким образом, в соответствии с приведенными выше рекомендациями, площади пашни в целом по стране необходимо сократить на 33 млн. га (26 % от современных площадей пашни); в основном это пахотные почвы с уклонами поверхности > 2-5°. В Центральном регионе сокращение площадей пашни – 2 млн.га, в Волго-Вятском – 2,1 млн.га, в Центрально-Черноземном – 5,6 млн.га, в Уральском – 5,6 млн.га, в Поволжском – 10,6 млн.га, Северо-Кавказском – 7,2 млн.га, в Уральском – 5,6 млн.га [9]. Вопрос о замене пашни на другие виды угодий должен решаться с учетом особенностей природных условий и экономической значимости биотических элементов, а также влияния их на формирование режима и качества речного стока. В общем случае, в степной, сухостепной и полупустынной зонах страны сокращение площади пашни следует производить за счет перевода ее в сенокосы и пастбища. В остальных природных зонах, учитывая высокую опасность катастрофических наводнений – в лесные угодья.

Понятие экологической стабильности можно с известным упрощением использовать и для описания внутренней устойчивости агроценозов в зависимости от степени отчуждения биомассы с урожаем на пашне или, при использовании естественных лугов в качестве сенокосов и пастбищ. Для этого можно использовать логистическое уравнение, записанное в дискретном виде [16]:

$$N_{t+1} = N_t \cdot [1 + r(1 - \frac{N_t}{k})] \quad (2)$$

где: N_{t+1} и N_t – биопродуктивность с интервалом в 1 год, т/га; k – потенциальная продуктивность, т/га; r – коэффициент, учитывающий степень нарушения баланса органического вещества в почве и равный отношению биопродуктивности к возврату органики в почву.

Уравнение (2), несмотря на его простоту, учитывает особенности биологических процессов и позволяет оценить внутреннюю устойчивость агроценозов во времени только за счет нарушения природного баланса органики в почве (без учета климатических флуктуаций). Степень внутренней устойчивости агроценозов оценивается по величине коэффициента вариации биопродуктивности. Выполненные расчеты показали, что для сохранения внутренней устойчивости агроценозов предельный объем отчуждения биомассы с урожаем не должен превышать 20-30 % от объема производимой биомассы, а это означает необходимость использования пожнивных остатков для мульчирования почвы. При отчуждении от 30 до 70 % биомассы с урожаем агроценозы становятся неустойчивыми, а при отчуждении > 70 % - начинают развиваться процессы опустынивания.

Приведенные выше рекомендации в отношении упорядочения структуры ландшафтов и сохранения внутренней устойчивости агроценозов следует рассматривать как экологические ограничения, накладываемые на хозяйственную деятельность; коэффициент экологической стабильности не должен быть меньше 0,51-0,66. Природообустройство, включающее наряду с оптимизацией структуры использования ландшафтов оптимизацию технических систем, технологий и технических средств, должно учитывать экологические, экономические, социальные и политические факторы.

Таким образом, природообустройство является многоцелевой деятельностью, поскольку в хозяйственную деятельность прямо или косвенно оказываются вовлеченными все виды природных и материальных ресурсов.

Основную роль при обосновании природообустройства территорий играет сеть биотических и абиотических элементов с определенным режимом их использования, которая может функционировать как единое целое. К сожалению, интерес общества к экологическим проблемам в настоящее время падает, в связи, с чем необходимо четко показать экономическую и экологическую эффективность природообустройства как деятельности. Эта проблема включает два аспекта:

- как оценить экономическую эффективность природообустройства с учетом экологических и социальных факторов?

- как создать механизмы экономического стимулирования природообустройства?

Оценку эколого-экономической эффективности природообустройства агроландшафтов предлагается проводить в соответствии с «Методическими рекомендациями...» [17,18], основные положения которых соответствуют международным стандартам, что тем самым способствуют формированию единых методических стандартов обоснования целесообразности реализаций конкретных проектов с учетом особенностей формирования в России рыночных отношений и созданию универсального средства общения между инициаторами проекта и его потенциальными инвесторами.

В основу оценки эколого-экономической эффективности инвестиционных проектов положены следующие основные методические принципы, применимые к любым типам проектов независимо от их технических, технологических, финансовых, отраслевых или региональных особенностей:

- рассмотрение проекта на протяжении всего его жизненного цикла (расчетного периода) – от проведения прединвестиционных исследований до прекращения проекта;
- моделирование денежных потоков, включающие все связанные с осуществлением проекта денежные поступления и расходы за расчетный период с учетом возможности использования различных валют;
- сопоставимость условий сравнения различных проектов (вариантов проекта);
- принцип положительности и максимума эффекта. Для того, чтобы проект, с точки зрения инвестора, был признан эффективным, необходимо, чтобы эффект реализации проекта был положительным; при сравнении альтернативных вариантов предпочтение должно отдаваться проекту с наибольшим значением эффекта;
- учет фактора времени. При оценке эффективности проекта должны учитываться различные аспекты фактора времени, в том числе динамичность (изменение во времени) параметров проекта и его экономического окружения; разрывы во времени (лаги) между производством продукции или поступлением ресурсов и их оплатой; неравноценность разновременных затрат и/или результатов (предпочтительность более ранних результатов и более поздних затрат);
- учет только предстоящих денежных поступлений и выплат. В расчетах эффективности учитываются только предстоящие в ходе реализации проекта затраты и поступления, включая затраты, связанные с привлечением ранее созданных производственных фондов, а также предстоящие потери, вызванные осуществлением проекта. Ранее созданные

ресурсы, используемые в проекте, оцениваются не затратами на их создание, а альтернативной стоимостью, отражающей максимальное значение упущенной выгоды, связанной с их наилучшим возможным альтернативным использованием. Прошлые затраты, не обеспечивающие возможность получения альтернативных доходов в перспективе (так называемые – невозвратные затраты) в денежных потоках не учитываются и на эффективность проекта не влияют;

- сравнение "с проектом" и "без проекта". Оценка эффективности инвестиционного проекта должна проводиться сопоставлением ситуаций не "до проекта" и "после проекта", а "без проекта" и "с проектом".

- учет всех наиболее существенных последствий проекта в смежных сферах экономики, включая социальную и экологическую;

- учет наличия разных участников проекта, несовпадения их интересов и различных оценок стоимости капитала, выражающихся в индивидуальных значениях нормы дисконта;

- учет влияния инфляции (учет изменения цен на различные виды продукции и ресурсов в период реализации проекта) и возможности использования при реализации проекта нескольких валют;

- учет (в количественной форме) влияния неопределенностей и рисков, сопровождающих реализацию проекта.

Учитывая важную роль государства в решении экологических проблем, при обосновании эффективности природообустройства агроландшафтов должна определяться коммерческая, бюджетная и народнохозяйственная эффективности.

Анализ показателей оценки эффективности инвестиционных проектов позволил сделать вывод о том, что основным показателем является чистый дисконтированный доход, синтезирующий в себе результаты моделирования всех денежных потоков (операционных, инвестиционных, финансовых), а срок окупаемости и внутренняя норма доходности выступают в качестве важных второстепенных показателей, дополняющих чистый дисконтированный доход. Что касается индексов доходности дисконтированных затрат и инвестиций и индекса чистого дисконтированного дохода, то они не могут рассматриваться как ключевые оценочные показатели эффективности инвестиционных проектов. Первый из них не учитывает капитальные вложения, второй по существу дублирует чистый дисконтированный доход (при ЧДД > 0, I_b всегда больше 1), а третий содержит капитальные вложения, как в числителе, так и в знаменателе дроби и не имеет выраженной базы сравнения для принятия решения о целесообразности реализации проекта. Аналогичные проблемы могут возникнуть и при использовании показателей

внутренней нормы прибыли, поскольку при переменной норме дисконта процедура принятия решения также не определена.

Учитывая сложность данной проблемы, которая включает в себя разработку критериев оценки эффективности природообустройства агроландшафтов, промышленных ландшафтов и речных бассейнов, в данной статье мы остановимся на изложении методологии обоснования эффективности природообустройства агроландшафтов. К тому же вопросы природообустройства промышленных ландшафтов и речных бассейнов слабо изучены и требуют дальнейших исследований.

Как было показано выше, существующая система земледелия не обеспечивает рационального использования природных ресурсов, а интенсификация сельскохозяйственного производства сопровождается снижением природного плодородия почв.

Одним из основных способов обеспечения эффективного использования биоклиматического потенциала территории (атмосферный воздух, растения, животный мир, почвы, поверхностные и подземные воды) и экономической эффективности сельскохозяйственного производства являются системы адаптивно-ландшафтного земледелия. При этом следует отметить, что на сегодняшний день сущность адаптивно-ландшафтных систем земледелия определена только на качественном уровне. Главным вопросом адаптивно-ландшафтного земледелия является разработка требований природной среды к биоте и биогеохимическим круговоротам веществ, определяющим в совокупности стабильность природных ландшафтов и эффективность сельскохозяйственного производства.

В связи с этим нами раскрывается экономическое содержание категории «адаптивно-ландшафтная система земледелия», заключающееся в обеспечении экосистемного подхода при решении проблем повышения уровня и качества жизни населения на рассматриваемых территориях, воспроизводства возобновляемых природных ресурсов и создания агроландшафтов, гарантирующих экологическую устойчивость природных систем и экономическую эффективность сельскохозяйственного производства. Надо сказать, что развитие адаптивно-ландшафтных систем земледелия возможно при широком использовании идей и методов комплексных мелиораций.

Все это явилось причиной разработки методологии обоснования комплексных мелиораций в системах адаптивно-ландшафтного земледелия. В основу разработки методологии нами положены идеи и методы социоприродного (геосистемного) подхода, позволяющего описать, систематизировать и понять совокупность природных процессов с учетом конкретной хозяйственной деятельности. При этом хозяйственная деятельность

направлена на обеспечение воспроизводства возобновляемых природных ресурсов и, в первую очередь, сохранение природного плодородия почв, биоразнообразия и продуктивности биоты, являющихся основой существования природных ландшафтов, и создание экологически устойчивых и экономически эффективных агроландшафтов.

Такая постановка проблемы предусматривает согласование требований социально-экономического развития и требований природной среды рассматриваемой территории. Это обуславливает необходимость рассмотрения, с одной стороны, природных ландшафтов, состоящих из ряда взаимосвязанных и взаимообусловленных компонентов (атмосфера, биота, почвы, поверхностные и подземные воды), с другой - хозяйственной деятельности, включающей мелиорацию, земледелие, химизацию и др. и изучения в комплексе перечисленных выше компонентов природной среды и их изменения в процессе антропогенной деятельности. При этом характеристика природной среды должна оцениваться группой ее свойств, которые являются системообразующими факторами, а их численные значения являются интегральными критериями, отражающими состояние отдельных компонентов ландшафта и учитывающими влияние хозяйственной деятельности.

В качестве интегрального критерия оценки изменения средообразующих факторов в результате проведения комплексных мелиораций используется гидротермический режим, характеризующий тепло- и влагообеспеченность растений и учитывающий природно-климатические и хозяйственные условия («индекс сухости» Будыко \bar{R})/4,6,11/:
в естественных условиях

$$\bar{R}_0 = \frac{R}{LO_c}, \quad (3)$$

при осуществлении системы мелиоративных мероприятий

$$\bar{R}_1 = \frac{R(1 - A)}{L(O_c + M_c + M_{op})(1 - A_o)}, \quad (4)$$

где R - радиационный баланс деятельной поверхности, кДж/см^2 в год; L - скрытая теплота парообразования, кДж/см^3 ; O_c - годовая величина атмосферных осадков за вычетом поверхностного стока, см/год ; M_{op} , M_c - дополнительное количество влаги, полученное за счет применения соответственно гидротехнических и «сухих» (например, агролесотехнических) мелиораций, см ; A_o , A - альbedo поверхности в естественных и в измененных хозяйственной деятельностью условиях, %.

В основу оценки основных функций почв (экологических и экономических) положены запасы и состав гумуса (гуминовый и фульватный гумус), запасы основных

элементов минерального питания (азот, фосфор, калий) и кислотно-щелочные показатели (рН и гидролитическая кислотность) [13]:

$$S = \rho(G_{гн} + 0.2G_{фк}) / 600 + 8.5\sqrt[3]{NPK} + 5.1 \exp[-|(H_p - 1)| / \beta], \quad (5)$$

где $G_{гн}, G_{фк}$ - запасы, соответственно, гуматного и фульватного гумуса, т/га; N, P, K - наличие элементов минерального питания (азот, фосфор, калий), в долях от максимального их содержания; H_p - гидролитическая кислотность, мг-экв/100г; ρ - коэффициент, равный 6,4 г/т; β - коэффициент, равный 4 мг-экв/100г.

Интегральным показателем, характеризующим экологические функции почвы, является ее гумусное состояние, определяющее водно-физические (структуру, пористость, водопроницаемость), физико-химические (химический состав, величину ППК, насыщенность основаниями и др.) и биологические свойства. Сработка запасов гумуса сопровождается ухудшением практически всех свойств почв – разрушением структуры, уплотнением и снижением водопроницаемости, снижением величины ППК, уменьшением содержания доступных элементов питания и биологической активности и, как следствие, потерей почвой ее роли как геохимического барьера.

Изменение содержания гумуса в почве за определенный период времени определяется по формулам [20]:

$$G_T / G_O = \exp(-\gamma T), \quad (6)$$

$$\gamma = \frac{O_O - (O_T + O_{орг})}{O_O} \times \xi, \quad (7)$$

где G_T - содержание гумуса на момент времени T , т/га; G_O - исходное содержание гумуса на момент времени T_O , т/га; T - период времени, в годах; O_O, O_T - возврат биомассы в почву соответственно на момент времени T_O и T , т/га; $O_{орг}$ - доза внесения органических удобрений за рассматриваемый период времени $(T - T_O)$, т/га; ξ - коэффициент, характеризующий интенсивность микробиологической деятельности в почве.

Запасы гуматного и фульватного гумуса можно определить, решив систему уравнений

$$\begin{cases} G_{гн} + G_{фк} = G_O \\ G_{гн} / G_{фк} = A \end{cases}, \quad (8)$$

Коэффициент A определяется в зависимости от типа почв и индекса сухости

$\bar{R}/9,13/$.

Интегральным показателем экономических функций почвы является биологическая продуктивность (урожай), которая определяется не только и не столько гумусным состоянием, сколько применением агротехнических, агрохимических и других видов мелиораций (внесение удобрений, химических мелиорантов, регулирование теплового, водного, химического и других режимов почв). Традиционно объектом улучшения как раз и являются экономические функции почв, которые обычно называют плодородием.

Для оценки состояние биоты (растительного и животного мира) интегральными критериями являются общие запасы биомассы и биоразнообразие, ежегодный прирост биомассы, возврат биомассы в почву (опад) и отношение ежегодного прироста биомассы к опад, зависящие от гидротермического режима системы земледелия и применяемых видов мелиораций /9, 11/.

Интегральными критериями для оценки состояния поверхностных и подземных вод являются лимиты водопотребления, режим и качество вод, которые определяются интенсивностью поверхностного стока, интенсивностью и направленностью водообмена между почвами и грунтовыми водами и поступлением загрязненных веществ с сельскохозяйственных угодий /19/.

Для эколого-экономического обоснования комплексных мелиораций необходимы ретроспективный анализ состояния компонентов природных и культурных ландшафтов и долгосрочный прогноз ожидаемых последствий воздействия на них различных мероприятий.

В качестве интегрального показателя оценки эколого-экономической эффективности комплексных мелиораций использован чистый дисконтированный доход, определяемый на основе дисконтирования денежных потоков (операционных, инвестиционных, финансовых):

$$\begin{aligned} ЧДД_T = \sum_{t=1}^T [& B_t(F_n, F_{op}) - C_t^{мел}(F_n, F_{op}) - C_t^{с.х.}(F_n, F_{op}) - C_t^{пп}(F_n, F_{op}) - C_t^{соу}(F_n, F_{op}) - \\ & C_t^{ос.м.}(F_n, F_{op}) - C_t^{ку}(F_n, F_{op}) - K_t(F_n, F_{op}) + ЛС_t(F_n, F_{op})] (1 + E_n)^{-t} \rightarrow \max \end{aligned} \quad (9)$$

При ограничениях:

$$0 \leq F_{op} \leq F_n \quad (10)$$

$$0 \leq F_n \leq F_{мер} \quad (11)$$

где $B_t(F_n, F_{op})$ - выручка от реализации сельскохозяйственной продукции, полученной в результате проведения мелиоративных мероприятий в году t расчетного периода I , руб.; $C_t^{mez}(F_n, F_{op})$ - ежегодные издержки по эксплуатации мелиоративной системы, лесополос и т.д. (без учета отчислений на реновацию во избежание двойного счета капитальных вложений в осуществление мелиоративных мероприятий), руб.; $C_t^{c/x}(F_n, F_{op})$ - ежегодные издержки на производство сельскохозяйственных культур на мелиорированных землях, руб.; $C_t^{np}(F_n, F_{op})$ - ежегодные издержки, которые связаны с осуществлением превентивных мер и направлены на поддержание плодородия почв и охрану водных ресурсов при проведении комплексных мелиораций (природоохранные затраты), руб.; $C_t^{соп}(F_n, F_{op})$ - ежегодные издержки, связанные с выплатой пособий по безработице работникам, теряющим работу при проведении мелиоративных мероприятий, а в случае создания новых рабочих мест данный элемент формулы меняет знак на противоположный ($C_{1t}^{соп}$) и возмещением ущерба здоровью населения в результате проведения мелиоративных мероприятий ($C_{2t}^{соп}$), руб.; $C_t^{жжм}(F_n, F_{op})$ - размер ущерба в году t расчетного периода, наносимого животному миру в результате проведения комплексных мероприятий, руб.; $C_t^{жн}(F_n, F_{op})$ - косвенные и прямые налоги, руб.; $K_t(F_n, F_{op})$ - капитальные вложения, необходимые на осуществление комплексных мелиораций в году t расчетного периода, руб.; $ЛC_t(F_n, F_{op})$ - ликвидная стоимость основных фондов, выбывающих в году t , руб.; $F_{op}, F_n, F_{мер}$ - соответственно площадь орошения (осушения), пашни и рассматриваемой территории, га.

Существующие подходы к обоснованию экономической эффективности инвестиционных проектов сельскохозяйственного назначения не учитывают в должной степени экологические и социальные факторы, что зачастую приводит к ложной оценке экономической эффективности мелиоративных мероприятий. Основными причинами тому являются неверная трактовка цели мелиорации (получение максимального прироста урожайности сельскохозяйственных культур с мелиорируемых земель без учета необходимости сохранения природного плодородия почв) и отсутствие платного природопользования в сельском хозяйстве. Известно, что комплексные мелиорации, как сильный природопреобразующий фактор, могут приводить как к положительным, так и к негативным экологическим и социальным последствиям. Поэтому неперменной составляющей работ по проведении комплексных мероприятий является недопущение

ущерба природным и социально-экономическим системам или компенсация этого ущерба, что требует учета дополнительных затрат при оценке их эффективности.

Предлагаемая методика эколого-экономического обоснования комплексных мелиораций позволяет всесторонне учесть требования рационального использования биоты, земельных, водных и трудовых ресурсов и неразрывно связанна с введением платного природопользования в сельском хозяйстве. При определении внешних эффектов от проведения комплекса мероприятий широко используется системный подход.

В основу формирования платежей за использование земельных ресурсов положена методика расчета компенсационных затрат на поддержание уровня плодородия почв, которые представляют собой сумму расходов на обеспечение оптимального водно-солевого режима мелиорируемых земель, проведение противоэрозионных мероприятий, восстановление запасов и качества гумуса, ухудшение которого обусловлено смывом объема почвы и вымывом питательных веществ в результате влагообмена между почвенными и грунтовыми водами. При этом учитываются следующие факторы: гидротермический режим (формулы 3,4), ежегодный возврат биомассы в почву (формула 5); отчуждение биомассы с убранным урожаем; дозы внесения минеральных и органических удобрений; величина эрозионных потерь почвы и др.

Для расчета среднегодовой величины эрозионных потерь почвы можно использовать универсальное уравнение /21/:

$$V = 0.224 \times RKLSP, \quad (12)$$

где V – потеря почвы, $\text{кг}/\text{м}^2$; R – фактор эродирующей способности дождя; K – фактор подверженности почв эрозии; L – фактор длины склона; S – фактор уклона; P – фактор системы ведения растениеводства; P – фактор борьбы с эрозией.

Достоинством уравнения (21) является то, что оно свободно от частных, а также географических и климатических ограничений и может использоваться для расчетов долгосрочных среднегодовых потерь почвы в нашей стране.

Водные потоки, обуславливающие эрозионные процессы на склонах, возникают благодаря выпадающим осадкам. Поэтому в качестве одного из важнейших факторов в универсальное уравнение введен безразмерный множитель R , получивший в отечественной литературе название эрозионного потенциала дождевых осадков. Его величина для различных типов почв и с разным содержанием органики приводится в работах /21,22,23/.

Фактор LS (эрозионный потенциал рельефа) характеризует такие свойства рельефа, как длину и крутизну склона. Для расчета значения эрозионного потенциала рельефа в зависимости от уклона и длины склона используется следующая формула /21/

$$LS = \left(\frac{x}{22,13} \right)^m (0,065 + 0,045 s + 0,0065 s^2) \quad (13)$$

где x - длина склона, м; s - крутизна склона, %; m - показатель степени ($m = 0,5$, если крутизна склона $s \geq 5$ %; $m = 0,4$, если $3 < s < 5$ %; $m = 0,3$, если $1 \leq s \leq 3$ %; $m = 0,2$, если крутизна $s < 1$ %).

Фактор системы ведения растениеводства C (иногда его называют хозяйственно-агрономический фактор) учитывает влияние на смываемость почв различных типов растительности и сложившейся хозяйственной практики и меняется в довольно широких пределах. Например, для территорий, покрытых сплошными лесами, величина $C = 0,0001-0,001$ /5/, а при отвальной вспашке земель под озимые культуры этот коэффициент составляет $0,48-0,56$ /6/. Численные значения этого показателя в зависимости от видов растительности приведены в работе /21/.

Последний показатель в уравнении (12) P характеризует эффективность почвозащитных (агротехнических) мероприятий, применяемых на рассматриваемой территории. Значения этого показателя при различных видах противоэрозионных мер приведены в работе /24/.

На основе изложенного выше следует, что в уравнении (12) факторы C и P учитывают действия агротехнических мероприятий на уровень плодородия почв, а эрозионный потенциал рельефа LS - агролесомелиоративные мероприятия. В этом случае длину склона x (формула 13) можно приравнять расстоянию между лесополосами. Многочисленные исследования свидетельствуют о том, что эффективное действие лесополос на микроклимат сказывается на расстоянии между ними $(25-30)H$ (где H - средняя высота деревьев, м) /25/.

Оценка влияния лесополос на процессы засоления и осолонцевания почв проводится в соответствии с работой /26/.

В том случае, если действие указанных выше мелиоративных мероприятий не способствует снижению потерь почвы на землях сельскохозяйственного назначения до нормативной величины (это относится к территориям с большими уклонами, $i > 3^\circ$), то необходимо эти земли переводить в полуприродные ландшафты путем их залужения. Но в каждом конкретном случае этот вопрос должен решаться на основе результатов обоснования эколого-экономической эффективности проведения комплексных мероприятий.

Следует отметить, что уровень допустимых потерь почвы служит основой планирования противоэрозионных мероприятий, а формула (12) используется для расчета действительных потерь почвы, а также для определения необходимых изменений в агротехнике в целях снижения потерь почвы ниже допустимого уровня.

Расчет прироста гумуса в течение рассматриваемого периода времени за счет проведения комплекса агролесомелиоративных мероприятий, включая адаптивно-ландшафтные системы земледелия, по снижению негативного воздействия на качественное состояние почвы проводится по формуле

$$\Delta G = (V_0 - V_t) \times \psi, \quad (14)$$

где V_0 , V_t - потери почвы на начало (до проведения мероприятий) и на конец (после проведения) рассматриваемого периода времени, т/га; ψ - содержание гумуса в почве, %.

Размер ежегодных затрат на внесение органических удобрений с целью компенсации гумуса в любом году t расчетного периода определяется по формуле (трансформировав формулу работы/27/)

$$\tilde{N}_t^{\text{об}} = \frac{V_t \times \psi}{\alpha_1 \times \alpha_2 \times \alpha_3} \times \ddot{O}_A, \quad (15)$$

где $C_t^{\text{орг}}$ - ежегодные затраты на внесение органики в году t , руб./т; $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ - коэффициенты, учитывающие, соответственно, содержание сухого вещества в органическом удобрении и скорость его гумификации (для подстилочного навоза $\alpha_1 = 0,25$ и $\alpha_2 = 0,52$; α_3 - коэффициент пересчета гумуса по качественному составу (для черноземов $\alpha_3 = 1,0 \dots 1,2$; для каштановых почв $\alpha_3 = 1,5 \dots 2,2$; $C_{\text{навоз}}$ - цена навоза с учетом затрат на хранение, транспортировку, разбрасывание и заделку в почву, руб./га.

В тех случаях, когда проведение ресурсосберегающих технологий ведет к снижению потерь гумуса в почве, размер компенсационных затрат на поддержание плодородия почв (формула 9) может учитываться при определении эффективности мероприятий как величина эффекта.

При оценке эффективности комплексных мелиораций особое внимание должно быть уделено проблеме сохранения природного плодородия почвы за счет запашки соломы, замены черных паров на занятые и внедрения рациональных природоохранных севооборотов (например, изменение структуры посевных площадей на мелиорируемых землях в сторону увеличения в них доли многолетних культур).

Оценка влияния запашки соломы на формирование гумуса в почве проводится

через урожайность основной продукции и опад, а на величину экономического эффекта – через рост продуктивности сельскохозяйственных угодий и снижение ежегодных затрат на внесение органических удобрений.

Количественно оценка влияния агролесотехнических мелиораций на уровень экономического плодородия проводится через рост урожайности сельскохозяйственных культур и опада, уменьшение величины компенсационных затрат на поддержание плодородия почв (увеличение содержания гумуса за счет снижения смыва объема почвы), снижение размера затрат на внесение мелиорантов и подачу водных ресурсов за счет улучшения водного, воздушного, питательного, солевого и теплового режимов почв.

Надо сказать, что использование такого механизма может рассматриваться как важная профилактическая мера, направленная на сохранение природного плодородия почв.

Экологический ущерб животному миру в результате проведения комплексных мелиораций на рассматриваемой территории предлагается определять с учетом численности и соотношения различных видов животных (копытные, пушные, хищники, птицы и т.д.) и изменения общих запасов биомассы в пределах рассматриваемой территории:

$$C_t^{жм} = \left(1 - \frac{B_T}{B_0}\right) \times U_{ж}, \quad (16)$$

где B_0 , B_T - возврат биомассы в почву, соответственно, в биоценозах и агроландшафтах за расчетный период с учетом коэффициента гумификации, т/га; $U_{ж}$ - экономическая оценка животного мира для конкретной территории, руб./га;

Объем биомассы B_0 , поступающей в почву в природных ландшафтах, определяется по данным работы /12/. Поступление биомассы в почву в агроценозах B_T осуществляется за счет побочной продукции, поверхностных остатков, корней и потерь основной продукции при уборке, транспортировке, хранении и определяется по уравнениям, приведенным в работе /28/.

На эффективность использования земельных ресурсов существенное влияние оказывают водные ресурсы. Однако отсутствие экономического механизма водопользования в орошаемом земледелии не способствует рациональному использованию земельных ресурсов и биоклиматическому потенциалу. В этой связи нами разработана методика определения платы за водные ресурсы в орошаемом земледелии учитывающая:

а) влияние качества воды на урожайность сельскохозяйственных культур, плодородие почв и возможность возмещения сельскохозяйственному производителю ущерба от использования для орошения некачественной воды;

б) особенности согласования экономических интересов участников процесса сельскохозяйственного производства на мелиорируемых землях (бассейновые водохозяйственные управления, водохозяйственные эксплуатационные организации и сельскохозяйственные предприятия), проявляющиеся в обеспечении позитивного влияния платного водопользования на конечные результаты их хозяйственной деятельности. Это позитивное влияние заключается в применении такого механизма платы за использование водных ресурсов, который исключает возможность получения доходов водохозяйственными эксплуатационными организациями в случае возникновения убытков по их вине в сельскохозяйственных предприятиях.

Ее размер определяется следующим образом:

$$T_{\text{в}} = \psi_{\text{в}} - \frac{J_{\text{щ}}}{V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}} + \frac{\frac{C_{\text{пост}}}{F_{\text{оп}}^{\text{сум}}} \times F_{\text{оп}}^{\text{нр}} + \frac{C_{\text{пер}}}{V_{\text{сум}}} \times V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}}{V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}} + \frac{\frac{C_{\text{пост}}}{F_{\text{оп}}^{\text{сум}}} \times F_{\text{оп}}^{\text{нр}} + \frac{C_{\text{пер}}}{V_{\text{сум}}} \times V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}}{\Delta C_{\text{сум}}} \times \frac{\Delta \Pi_{\text{сум}}}{V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}}, \quad (17)$$

где $T_{\text{в}}$ - плата за воду в орошаемом земледелии, руб./м³; $\psi_{\text{в}}$ - плата за пользование водными объектами, руб./м³; $J_{\text{щ}}$ - величина ущерба от подачи некачественной воды для целей орошения культур (методика расчета приведена в работе /29/), руб.; $V_{\text{т.в.}}^{\text{нр}}$ - объем водных ресурсов, подаваемый в точку выдела рассматриваемого предприятия (при его расчете используется формула 7), м³; $\Delta C_{\text{сум}}$ - прирост суммарных ежегодных издержек, включающий стоимость воды в источнике орошения, размер ущерба от полива некачественной водой культур, расходы на подачу воды в точку выдела хозяйству и дополнительные затраты, связанные с производством сельскохозяйственных культур на орошаемых землях, содержанием и эксплуатацией внутриводохозяйственной оросительной сети, руб.; $\Delta \Pi_{\text{сум}}$ - суммарный размер прироста прибыли на орошаемых землях, полученный от реализации сельскохозяйственной продукции участниками процесса, руб.; $C_{\text{пост}}$, $C_{\text{пер}}$ - норматив соответственно условно постоянных и условно переменных затрат ВЭО, руб.; $F_{\text{оп}}^{\text{сум}}$ - площадь орошения всех сельскохозяйственных

предприятий, входящих в зону обслуживания ВЭО, га; $F_{оп}^{np}$ - площадь орошения сельскохозяйственного предприятия, для которого определяется плата за воду, га; $V_{сум}$ - суммарный объем воды, подаваемый в точку выдела всех сельскохозяйственных предприятий, входящих в зону обслуживания ВЭО, $л^3$.

Необходимо отметить, что в настоящее время в России при определении платы за пользование водными объектами (U_o) положен затратный подход. Исходной базой расчета ее величины являются средние фактические затраты на создание и эксплуатацию сооружений, устройств и оборудования, необходимых для использования водного объекта. Применительно к водным ресурсам рассматриваемый метод, получивший емкое название «затраты плюс», не стимулирует рациональное природопользование. Основными причинами такого положения дел являются наличие стимулов к завышению затрат и непрозрачность методики их определения. При его использовании не учитывается необходимость реализации перспективных водохозяйственных мероприятий. К тому же традиционный подход связан с инфляционной корректировкой размеров платежей, ранее утвержденных исходя из остаточного принципа финансирования водного хозяйства. В этом случае возникает дефицит финансовых ресурсов для обеспечения даже простого воспроизводства водных ресурсов.

Отсутствие научно обоснованного подхода к определению экономической оценки водных ресурсов не позволяет установить реальные цены на использование водных объектов, отражающие общественно необходимые затраты на воспроизводство водных ресурсов.

Нам представляется, что система платежей, связанных с использованием водными объектами, должна включать плату за право пользования водными объектами и плату на восстановление и охрану водных объектов /30/.

Плата за право пользования водными объектами является формой реализации права собственности государства на водные объекты и их водные ресурсы. Именно поэтому мы считаем неправомерным использование понятия «водный налог» в качестве синонима платы за право пользования водными объектами. Дело в том, что любые доходы от использования собственности относятся к неналоговым доходам¹.

Следует также отметить, что платежи за право пользования водными объектами не могут отождествляться с так называемой водной рентой. По своей экономической природе рынок услуг по подаче воды потребителю соответствует естественной монополии. В соответствии с действующим законодательством тарифы на подобных

¹ Россия в цифрах. Краткий статистический сборник. – М.: Госкомстат РФ, 2003 г.

рынках являются предметом государственного регулирования. Появление ренты в структуре тарифа на услуги естественных монополий может быть обусловлено либо не прозрачностью его формирования либо низким качеством государственного регулирования. При использовании водных ресурсов рента образуется в других отраслях народного хозяйства через всю технологическую цепочку и изымать ее необходимо именно там, а не включать в плату за пользование водными объектами. При рентном подходе нарушается связь между, например, алюминиевым заводом, производящим продукцию с помощью электроэнергии, и водными ресурсами, с помощью которых была получена электроэнергия (о чем было сказано выше). К тому же на алюминий, нефть и другие природные ресурсы, кроме водных ресурсов, имеются биржевые цены. Собственник водных ресурсов (государство) должен определить размер платы, а где будут использоваться водные ресурсы это не входит в его компетенцию, да и очень тяжело отследить область использования водных ресурсов. А ренту государство получит через нефтяную, алюминиевую промышленность и т.д.

Не следует отождествлять плату за пользование водными объектами с так называемой водной рентой и по другим причинам:

- плата за право пользования водными объектами вносится всеми водопользователями и учитывается в составе расходов на производство и реализацию продукции, а рентные платежи являются дифференцированными по категориям плательщиков в зависимости от размера сверхприбыли, получаемой за счет использования водных ресурсов;

- практически невозможно определить ту часть прибыли, которая формируется только за счет использования водных ресурсов;

- предприятия – водопользователи будут завышать размер затрат и тем самым снижать реальный размер прибыли;

- на сегодняшний день в действующем законодательстве РФ по вопросам использования природных ресурсов по существу отсутствуют положения, связанные с регулированием рентных отношений, а статья 583 ГК РФ лишь применяет понятие «рента» к праву собственности граждан на имущество, и не более того.

В мировой практике величина платы за использование водными объектами определяется в зависимости от стоимости (ценности) водных ресурсов и составляет 4-8%. Принципиальным является положение о том, что рассматриваемая плата не является целевой и должна поступать непосредственно в бюджетную систему Российской Федерации по аналогии с другими неналоговыми доходами, получаемыми государством от использования принадлежащей ему собственности.

Другой элемент системы платежей за водопользование - плата на восстановление и охрану водных объектов вносится за изъятие воды из водных объектов в пределах установленного лимита; сверхлимитное изъятие воды; сброс сточных вод нормативного качества в пределах установленных лимитов; сверхлимитный объем сброса сточных вод; использование акватории водных объектов; использование водных объектов для получения продукции (работ, услуг), произведенной (выполненных, оказанных) без изъятия водных ресурсов.

Плата на воспроизводство и охрану природных ресурсов имеет важнейшее значение. Если ее величина окажется меньше необходимого уровня, то неизбежно ухудшение состояния природной среды, а если размер платежа будет чрезмерно велик, то негативные последствия проявятся в форме роста цен и кризиса сбыта ввиду отсутствия платежеспособного спроса. Подтверждением тому является содержательное высказывание Эриста фон Вайценера: "Бюрократический социализм рухнул, потому что не позволял ценам говорить экономическую правду. Рыночная экономика может погубить окружающую среду и себя, если не позволит ценам говорить экологическую правду"².

В основу определения экономической оценки водных ресурсов могут быть положены замыкающие затраты, определяемые по водохозяйственному мероприятию «замыкающему» водохозяйственный баланс в рассматриваемом речном бассейне с учетом перспективного прогноза водопотребления. Этот способ расчета платы за водные ресурсы устраняет недостатки затратного метода, так как учитывает качество и дефицитность водных ресурсов.

Плата на воспроизводство и охрану водных объектов, а также за их загрязнение должна поступать в целевой бюджетный фонд развития водного хозяйства (статья 17 Бюджетного кодекса РФ), образуемого в соответствии с законодательством Российской Федерации, и полностью направляться на финансирование водохозяйственной и водоохранной деятельности. Иной подход, предполагающий растворение платежей за использование водных ресурсов в бюджете наряду с другими налоговыми и неналоговыми доходами, уже доказал свою несостоятельность в последние годы, проявившуюся в хроническом недофинансировании водного хозяйства и значительном ущербе, причиняемом экономике страны возникновением чрезвычайных ситуаций на объектах водного хозяйства.

Экологический ущерб водным ресурсам от загрязнения их в результате сельскохозяйственной деятельности определяется в зависимости от размера лимита

² Цитировано по Шмидхейни С. Смена курса. - М.: Министерство науки и технической политики РФ, Международный университет, 1994

водопотребления, величины сброса коллекторно-дренажных вод и объема поступления загрязняющих веществ:

$$C_t^{сб} = \begin{cases} \sum_{n=1}^N m_n \cdot W_{сб} \cdot \psi_n^{сб}, & (18) \end{cases}$$

$$C_t^{сб} = \begin{cases} \sum_{n=1}^N m_n \cdot W_{сб} \cdot \psi_n^{сб}, + (m_n^л - m_n) \cdot W_{сб} \cdot \psi_{л}^{сб}, & (19) \end{cases}$$

$$C_t^{сб} = \begin{cases} \sum_{n=1}^N m_n \cdot W_{сб} \cdot \psi_n^{сб}, + (m_n^л - m_n) \cdot W_{сб} \cdot \psi_{л}^{сб} + \\ 5 \cdot (m_n^{сшл} - m_n^л) \cdot W_{сб} \cdot \psi_{л}^{сб}, & (20) \end{cases}$$

где $C_t^{сб}$ - величина ущерба от сброса загрязняющих веществ в водные объекты в году t , руб.; m_n - концентрация загрязнителя n -го вида в сбросных водах, г/л; $W_{сб}$ - объем сбросных вод, м³; $\psi_n^{сб}$ - ставка платы за сброс тонны n -го загрязняющего вещества в пределах допустимых нормативов сбросов, руб.; $m_n^л$ - концентрация n -го вида загрязняющего вещества в пределах установленного лимита, г/л; $\psi_{л}^{сб}$ - ставка платы за сброс тонны n -го загрязняющего вещества в пределах установленного лимита, руб.; $m_n^{сшл}$ - концентрация n -го загрязняющего вещества, превышающая установленный лимит, г/л.

При этом следует сказать, что изложенный выше подход к определению величины ущерба от сброса загрязняющих веществ в водные объекты, как показывает практический опыт его применения в других отраслях народного хозяйства, преследует фискальные цели и не способствует внедрению ресурсосберегающих технологий.

Причин тому много, но на некоторых из них мы остановимся здесь.

Основной причиной тому является отставание научных знаний в этой области от потребностей практики. Существующие методы расчета ущерба от загрязнения водных объектов (формулы 18-20) дают заниженные результаты и, тем самым, не отражают общественных затрат, необходимых для восстановления качества водных источников. Предприятиям, сбрасывающим загрязняющие вещества в водные объекты, выгоднее платить штрафы, чем внедрять ресурсосберегающие технологии. По этому поводу в Государственном докладе «О состоянии окружающей природной среды РФ в 2001 году»

сказано, что «современный уровень базовых нормативов платы и соответственно величина платы за загрязнение окружающей среды практически не способны обеспечить стимулирующее воздействие на природопользователей по активизации природоохранной деятельности, а также и аккумуляцию средств в объеме, необходимом для реализации экологических программ и природоохранных мероприятий». Ежегодный ущерб, наносимый загрязнением окружающей среды в масштабах всей страны, составляет около 230-250 млрд. руб., а вносимая природопользователями плата за загрязнение окружающей среды составляет около 2,5 млрд. руб.

Существенная причина состоит и в том, что величина штрафных санкций за сброс загрязняющих веществ сверх установленного лимита, равная плате за сброс в пределах лимита увеличенной в пять раз (формула 20), установлена экспертным путем, а не исходя из эколого-экономических соображений.

В основу определения платы за сброс загрязняющих веществ в водные объекты положена система предельно допустимой концентрации (ПДК), которая имеет существенные недостатки. Подробно они изложены в работе³.

Представляется, что наиболее уязвимым местом рассмотренной концепции является отсутствие аргументации в пользу необходимости взимания платежей в пределах допустимых нормативов. Дело в том, что такие нормативы, в отличие от лимитов, не устанавливаются каждому природопользователю в отдельности, а отражают общепринятые стандарты качества природной среды. Более того, часто эти стандарты являются настолько жесткими, что если бы их нарушители отсутствовали, целесообразность взимания платежей за загрязнение природной среды отпала бы в принципе.

Объяснение корректности изъятия платежей за загрязнение природной среды в пределах допустимых нормативов может, на наш взгляд, быть следующим. Поскольку концентрации многих вредных веществ в бассейнах рек и атмосферном воздухе уже фактически превышает предельно допустимый уровень, то их выбросы и сбросы в любых, даже самых незначительных количествах наносят экологический ущерб и должны поэтому оплачиваться (так называемая проблема фоновой концентрации). С подобной излишне односторонней трактовкой существа проблемы мы не можем согласиться. Платежи в пределах допустимых нормативов стимулируют применение так называемых «безотходных технологий», в реальной действительности представляющих собой столь же идеализированное понятие как, например, «абсолютная невесомость» или «рынок совершенной конкуренции». С нашей точки зрения, укоренившийся термин «безотходные

³ Багоцкий С.В. Проблема ПДК: революция или эволюция? //Химия и жизнь. 1998. № 11.

технологии” является лишь не вполне удачной интерпретацией технологий малоотходных, применение которых будет способствовать решению экологических проблем.

С учетом изложенного было бы целесообразно отказаться от взимания платежей за выбросы и сбросы вредных веществ в пределах установленных нормативов, поскольку они не могут трактоваться как загрязнение природной среды конкретным природопользователем. При этом центр тяжести сбора рассматриваемых платежей необходимо перенести на две другие составляющие (формулы 19 и 20) - платежи за загрязнение водных объектов в пределах установленных лимитов и сверхлимитное загрязнение.

Здесь также имеется целый комплекс проблем - от совершенствования методик определения базовых нормативов платы до налаживания системы учета и контроля за сбросами и выбросами вредных веществ в окружающую природную среду и научно обоснованного установления лимитов сбросов вредных веществ в водные объекты.

Не вызывает сомнений необходимость применения штрафных санкций к предприятиям, допускающим сверхлимитное и нерациональное использование природных ресурсов. Однако целесообразно принять во внимание, что не любое сверхлимитное водопотребление может оказаться нерациональным. Если, например, предприятие расширяет производство на базе применения ресурсосберегающих технологий, но общий объем использования ресурсов превышает согласованный в лицензии лимит, то оперативная корректировка в сторону увеличения лимита водопотребления со стороны уполномоченного органа государственного управления может оказаться предпочтительнее “включения счетчика” штрафных санкций. В таком подходе мы усматриваем использование цивилизованных механизмов государственного регулирования, направленных на укрепление рыночных отношений и поощрение инновационного предпринимательства в противовес часто имеющей место ориентации на максимальное расширение сферы применения административных методов воздействия на водопользователей.

В основу оценки влияния соотношения агро- и биоценоза на занятость населения положена экономическая оценка трудовых ресурсов и численность работников, вовлекаемых в производственный процесс в результате проведения мероприятий.

Оценка экологического воздействия, учитывающая изменение качества жизни, при проведении комплексных мелиораций определяется в виде произведения вероятности наступления риска на стоимость риска для здоровья. Последняя составляющая представляет собой сумму средств, которую общество согласно платить либо за

избежание этого риска, либо за получение компенсации в случае его наступления. Степень риска в каждом конкретном случае определяется по зависимости вероятности негативного воздействия на здоровье человека от концентрации загрязняющего вещества (в нашем случае это накопление нитратов в почве и воде), полученной экспериментальным путем. Концентрация нитратов в почве и воде определяется по имеющимся на сегодняшний день способам.

Разработанная система моделей и критериев учитывает основные средообразующие, хозяйственные и социально-экономические факторы и позволяет оптимизировать комплекс мероприятий, включающих агрохимические, агролесотехнические, гидротехнические мелиорации, соотношение интенсивно используемых пахотных земель (пашни) и общей площади рассматриваемой территории, соотношение площади орошаемых и пахотных земель, а также выбрать оптимальную структуру посевных площадей на рассматриваемых территориях.

Предлагаемая система моделей и критериев, синтезирующих требования рационального природопользования и охраны окружающей среды, профилактику возможных негативных экологических последствий позволяет рассматривать все мероприятия по повышению эколого-экономического потенциала территории в комплексе.

Развитие комплексных мелиораций в системах адаптивно-ландшафтного земледелия невозможно без оказания финансовой поддержки со стороны государства и усиления его роли в реализации стратегии перехода к устойчивому развитию, основными элементами которой являются: приоритет наукоемких технологий; интернализация экологических затрат; правовое обеспечение природоохранной деятельности, воспитание и образование и т.д.

Нами обоснованы предложения по совершенствованию государственного регулирования процесса привлечения финансовых ресурсов в развитие ресурсосберегающих технологий в сельское хозяйство, включающие: совершенствование налоговой реформы и амортизационной политики; развитие рынка водосервисных услуг и экологического страхования; предоставление инфраструктурных концессий; стимулирование применения лизинговых технологий инвестирования обновления основных фондов; субсидирование процентных ставок по банковским кредитам; разработку и внедрение мелиоративных систем с высоким коэффициентом полезного действия, ресурсосберегающих и экологически безопасных режимов орошения; оптимизацию мелиоративных режимов и соотношения орошаемых и богарных земель и

т.д. При этом следует отметить, что решение этих вопросов связано не только с внесением поправок в действующее законодательство, но и с разработкой новых федеральных законов и нормативно-правовых актов, повышающих инвестиционную привлекательность агропромышленного комплекса.

Список использованной литературы

1. Айдаров И.П., Гумбаров А.Д., Ольгаренко В.И. Первый учебник по природообустройству. Доклады РАСХН, 2003, N2.
2. Докучаев В.В. Избранные труды, М, Из-во АН СССР, 1949.
3. Доклад конференции ООН по окружающей среде и развитию. Рио- де-Жанейро, 1992.
4. Айдаров И.П. Регулирование водно-солевого и питательного режимов орошаемых земель. М. Агропромиздат, 1985.
5. Айдаров И.П., Голованов А.И. Мелиоративный режим орошаемых земель и пути его улучшения. Гидротехника и мелиорация, 1986, N8.
6. Айдаров И.П., Голованов А.И., Никольский Ю.Н. Оптимизация мелиоративных режимов орошаемых и осушаемых сельскохозяйственных земель. М, ВО Агропромиздат, 1990.
7. Голованов А.И., Сурикова Т.И., Сухарев Ю.И., Зимин Ф.М. Основы природообустройства, М, Колос, 2001.
8. Агроэкология. М.: Колос, 2000.
9. Айдаров И.П. Перспективы развития комплексных мелиораций в России, М, 2004.
10. Биологическая продуктивность и круговорот химических элементов в растительных сообществах. Л, Наука, 1971.
11. Будыко М.И. Глобальная экология. М. Мысль, 1977.
12. Ковда В.А. Основы учения о почвах. Общая теория почвообразовательного процесса. Кн. 2. М.: Наука, 1973.

13. Пегов С.А., Хомяков П.М. Моделирование развития экологических систем. Л., Гидрометеоиздат, 1991.
14. Одум Ю. Основы экологии. Пер. с англ. М, Мир, 1987.
15. Реймерс Н.Ф. Экология. Теория, законы, правила, принципы и гипотезы. М, Россия молодая, 1994.
16. Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса, М, Прогресс, 1986.
17. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов (2-я ред.). Официальное издание. М.: Экономика, 2000.
18. Методические рекомендации по оценке эффективности инвестиционных проектов мелиорации сельскохозяйственных земель, РД-АПК 3.00.01.003-03, М, 2002.
19. Техногенное загрязнение речных экосистем. М. Научный Мир, 2003.
20. Айдаров И.П., Корольков А.И., Хачатурьян В.Х. Экологические принципы формирования окружающей среды. Вроцлав, 1997.
21. Эрозия почвы // Пер. с англ. и предисловие М.Ф.Пушкарева. М.: Колос, 1984.
22. Кирюхина З.П., Пацукевич З.В. Смываемость пахотных почв. //Работа водных потоков. /Под ред. Чалова Р.С. М.: МГУ, 1987.
23. Ларионов Г.А. Эрозионный потенциал осадков. /Работа водных потоков. /Под ред. Чалова Р.С. М.: МГУП, 1987.
24. Maidment D.R. (ed). Handbook of Hydrology.- New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992.
25. Костантинов А.Р., Струзер Л.Р. Лесные полосы и урожай. Л.: Гидрометеоздат, 1974.
26. Singh N.T., Tomar O.S. Agroforestry in salt affected soils. Central soil salinity research institute (IKAR). Bulletin 17. Karnal- 132 001, India, 1993.
27. Клопотовский А.П. Оценка плодородного слоя почвы, снимаемого при производстве земляных работ, и принципы его охраны. //Вестник сельскохозяйственной науки, 1987.
28. Динамика баланса гумуса на пахотных землях Российской Федерации. М.: Госкозем. РосНИИземпроект, 1998.
29. Краснощеков В.Н. Теория и практика эколого-экономического обоснования комплексных мелиораций в системе адаптивно-ландшафтного земледелия (монография). – М., МГУП, 2001.
30. Краснощеков В.Н., Марголин А.М. Основные направления совершенствования экономического механизма обеспечения устойчивого функционирования и развития водного хозяйства России (монография). М.: МГУП, 2005.

