

ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ДЕГРАДИРОВАННЫХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ

Е. В. Цветнов, А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Поступила в редакцию 2.10.2008 г.

Аннотация. Проведен сравнительный анализ существующих методов оценки земель и показано, что в настоящее время не существует подхода, который учитывал бы все многообразие экологических и экономических функций почвы. В работе предложена методика включения почвенно-экологического состояния в традиционную экономически ориентированную стоимостную оценку и разработана адекватная поправка рыночной стоимости на химическое и радиоактивное загрязнение почв. Дан анализ влияния изменения рыночной стоимости земли на инфляционные процессы.

Ключевые слова: эколого-экономическая оценка, земля, методология оценки, оценка радиоактивного и химического загрязнения, экономика природопользования.

Abstract. Comparative analysis of contemporary methods of land evaluation had been given in this study. It had been shown that all present methods leave out of account ecological and economical soil functions. In this investigation had been suggested new method that include soil ecological state in traditional economic evaluation and developed adequate adjustment of market value for chemical and radioactive soil contamination. Analysis of market value changes influence on inflation processes had been given in this study.

Keywords: ecological-economic assessment, land, methodology of valuation, assessment of radioactive and chemical contamination, environmental economics.

ВВЕДЕНИЕ

Еще В.В. Докучаевым отмечалось, что в основе оценки земли должны лежать, «главным образом, сформированные многовековой эволюцией в значительной степени устойчивые почвенные разности, слагающие оцениваемую территорию, а не хозяйственно-экономические следствия от их эксплуатации» (например, урожайность агрокультур) — факторы, весьма изменчивые от года к году [6]. Анализ множества методических подходов к оценке земель сельскохозяйственного назначения позволяет констатировать: существующие сегодня методы определения стоимости земли на почвенно-экологической основе не в состоянии адекватно отделить почвенную составляющую от чисто хозяйственной и учесть все многообразие функций почв (следствием чего являются стоимостные искажения) [24].

Это легло в основу настоящей работы, которая посвящена проблеме рациональной эколого-экономической оценке земель сельскохозяйственного назначения, обоснованию применения экологически оправданных рыночных стоимостей в реальной оценочной практике. Под *экологически оправданной рыночной стоимостью* природных

ресурсов (в частности, земли сельскохозяйственного назначения) мы понимаем рыночную стоимость, в основе которой лежат принципы экологически ориентированного природопользования, то есть когда:

- 1) стоимость объекта оценки определяется в большей степени его внутренними, экосистемными особенностями и в меньшей степени внешними, сугубо экономическими факторами;
- 2) каждая из сторон сделки осознает необходимость учета экологических (экосистемно значимых) факторов в стоимости объекта оценки.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Решение поставленной нами задачи возможно на основе активно разрабатываемых в последнее время концепций оценки природного капитала, который определяется как «(естественные, природные) фонды, порождающие поток полезных товаров и услуг в будущем» [7; 26 и др.]. В рассматриваемом случае в качестве природных фондов выступают почвенные ресурсы, в качестве товаров — продукт агропроизводства, в качестве же услуг мы предлагаем в первую очередь принимать во внимание способность почвы инактивировать загрязнители (переводить их в недоступное для живых организмов состояние).

На сегодняшний день существуют следующие методы оценки природного капитала [12]: *рыночная оценка* (базируется на стихийно возникающей информации о дефицитности оцениваемого ресурса); *затратный подход* (основан на идее суммирования затрат на воссоздание оцениваемого объекта); *метод оценки альтернативной стоимости* (чаще всего дополняет рыночную оценку, выравнивая заниженную стоимость оцениваемого ресурса посредством определения упущенных выгод от эксплуатации последнего в «альтернативных» целях); *метод гедонистического ценообразования* (метод определения стоимости природных ресурсов, не могущих быть оцененными традиционными рыночными методами, основанный на анализе фактических рыночных цен товаров, так или иначе связанных с искомым природным ресурсом); *функциональный подход* (метод состоит из двух этапов, на первом этапе выявляются экологические и эколого-хозяйственные функции объекта оценки, а на втором — суммируются их стоимостные интерпретации); *метод оценки на основе концепции «общей экономической ценности»* (идея дополнить стоимость прямой эксплуатации природного ресурса, приносящей бесспорный доход, оценкой прочих услуг, которые оказываются в той или иной степени неявно и которые по существу (варварски) принимаются бесплатными); *метод субъективной оценки на основе концепции «готовность платить»* (в основе метода лежит установление размера платы, которую население, проживающее в определенной местности, согласно платить с целью сохранения какого-либо природного объекта или использования какого-либо природного ресурса).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исходя из определения природного капитала, приведенного выше, наиболее адекватными методами его оценки, на наш взгляд, являются близкие по своей сути функциональный метод и метод оценки на основе концепции общей экономической ценности. Остановимся подробнее на последней концепции, традиционно формализующейся следующим образом [2]:

$$TEV = UV + NV = DV + IV + OV + EV, \quad (1)$$

где UV — стоимость использования, которую можно раскрыть как стоимость трех показателей ($DV + IV + OV$); где DV — прямая стоимость использования; IV — косвенная стоимость использования; OV — потенциальная ценность; NV — стоимость неиспользования.

Так, стоимостью прямого использования для сельскохозяйственной земли является стоимость, полученная на основе дохода от реализации производимой на ней продукции растениеводства и животноводства. Однако помимо производственной матрицы почва выступает также в качестве регулирующего компонента экосистемы, в частности как естественный буфер для большинства загрязнителей. Стоимостная интерпретация этой способности приводит нас к стоимости косвенного использования, внедрение которой в практику на сегодня позволит в полной мере решить проблему экологизации оценки земли.

Построение предлагаемого *эколого-экономического функционального подхода* начнем со стоимости прямого использования. Как известно, стоимость земель (V_L) сельскохозяйственного назначения базируется на «предельном» уравнении следующего вида:

$$V_L = \frac{NOI}{R}, \quad (2)$$

где NOI — чистый операционный доход; R — ставка дисконтирования.

В условиях загрязнения ситуация меняется. Рассмотрим сначала наиболее простой случай химического загрязнения сельскохозяйственного угодья тяжелыми металлами (ТМ). В этом случае V_L необходимо скорректировать на коэффициент экологической опасности (K_{ER}). Отсюда формула для расчета стоимости земли в условиях химического загрязнения будет иметь вид:

$$V_L = \frac{NOI}{R} \cdot K_{ER}, \quad (3)$$

где K_{ER} — (Ecological risk) — коэффициент экологической опасности;

В случае монополлютантного воздействия на почву коэффициент экологической опасности может быть рассчитан следующим образом:

$$K_{er(mono)} = \frac{ПДК}{C}, \quad (4)$$

где $ПДК$ — предельно допустимая концентрация загрязнителя; C — фактическая концентрация загрязнителя в почве.

Однако подобный подход, нашедший наибольшее распространение в научной литературе, посвященной оценке загрязненных земель [14; 25 и др.], нам представляется не до конца оправданным. Сравнение величины фактического загрязнения должно происходить не с нормативом, то есть показателем предельно допустимой концентрации,

а с характерным для каждой территории показателем «фонового» содержания элемента¹. Это позволяет охарактеризовать степень деградации угодья относительно его самого (объективный показатель), тогда как при использовании ПДК отражается степень деградации относительно условной нормы (субъективный показатель). Более того, при использовании зависимости (4) мы сталкиваемся с очевидной проблемой: как учесть уровни загрязнения, близкие к ПДК, но не достигшие его. В этом случае возникает неразрешимый парадокс — согласно формуле (4) цена угодья не уменьшается, а увеличивается. Чтобы избежать этого, мы считаем целесообразным за коэффициент экологической опасности принять показатель, способный отразить любые уровни загрязнения, а именно: показатель, обратный известному коэффициенту концентрации:

$$K_{er(mon)} = \frac{C_b}{C}, \quad (5)$$

где C — содержание элемента-загрязнителя в почве; C_b — (*background*) — «фоновое» содержание элемента-загрязнителя в почве.

На практике, монометальное воздействие наблюдается относительно редко, чаще почвы загрязнены несколькими тяжелыми металлами. Основным показателем, используемым для характеристики полиметального влияния на почву, является *суммарный показатель загрязнения* — Z_c , равный сумме коэффициентов концентрации химических элементов-загрязнителей:

$$Z_c = \sum_1^n Kc_i - (n - 1), \quad (6)$$

где n — число определяемых элементов-загрязнителей; Kc_i — коэффициент концентрации i -го компонента загрязнения.

$$Kc_i = \frac{C_i}{C_{bi}}, \quad (7)$$

где C_i — содержание i -ого элемента-загрязнителя в почве; C_{bi} — (*background*) — «фоновое» содержание i -ого элемента-загрязнителя

Здесь мы также сталкиваемся с проблемами, возникающими в случае с монометальным загрязнением, к которым добавляются неизбежные погрешности, обусловленные методом расчета, построенным на основе категоризаций и шкал. Для избежания этого мы предлагаем использовать прямой уменьшающий коэффициент:

$$K_{ER(poli)} = \frac{1}{Z_c} = \frac{1}{\sum_1^n Kc_i - (n - 1)} \quad (8)$$

Полученная зависимость (8) является полным переложением подхода к монометальному загрязнению на случай полиметального. Использование этого коэффициента при прочих равных условиях позволяет универсализировать процесс оценки химического загрязнения (в случае, когда мы имеем загрязнение одним металлом ($n = 1$) $K_{ER(mon)} = K_{ER(poli)}$) и избежать очевидных погрешностей метода, основой которого являются во многом условные градации. Необходимость в отдельной формализации подхода к монометальному и полиметальному загрязнению отпадает; объединяя зависимости 5 и 8, получим единую формулу коэффициента экологической опасности:

$$K_{ER} = \frac{1}{\sum_1^n \frac{C_i}{C_{bi}} - (n - 1)} \quad (9)$$

В условиях радиоактивного загрязнения подход к оценке меняется. Это связано, главным образом, с тем, что живой организм не может находиться сколько угодно долго на загрязненной территории. Поэтому основой оценки земли в условиях радиоактивного загрязнения должен служить расчет того периода времени, в течение которого эксплуатация угодья человеком могла бы считаться безопасной². Человек выбран в качестве основного объекта защиты в связи с отсутствием достоверных и систематизированных данных по уровням и эффектам облучения других биологических объектов и в связи с высокой радиочувствительностью человеческого организма [11].

Отсюда становится очевидно, что использовать «предельную» оценочную формулу не представляется возможным, возникает необходимость вернуться к формуле оценки, учитывающей временной фактор. Последняя имеет вид:

$$PDV = \sum_{t=1}^N \frac{CF_t}{(1 + R_{dt})^t}, \quad (10)$$

где PDV — текущая дисконтированная приведенная стоимость денежного потока; CF_t — величина денежного потока в год t ; R_{dt} — годовая ставка дисконта в год t ; N — период прогнозирования.

В нашем случае величина PDV представляет

² Подход применим для относительно «старого» загрязнения. Свежие выпадения могут существенно исказить картину: защитные свойства почвы «включатся» позднее, человек может набрать предельную дозу быстрее.

¹ Отметим, что существует и обратная точка зрения [4].

собой искомую величину стоимости угоды, показатель CF_t равен NOI_t , а период прогнозирования N исчисляется, исходя из нормативной суммарной дозы ионизирующего излучения за средний расчетный срок жизни человека и фактических плотностей загрязнения. Таким образом, формула 9 приобретает вид:

$$V_L = \sum_{t=1}^{T_{RS}} \frac{NOI_t}{(1 + R_{dt})^t}, \quad (11)$$

где T_{RS} — *Radiation safe* — продолжительность безопасного владения угодем в условиях радиоактивного загрязнения, лет³.

Согласно «Критериям оценки экологической обстановки территорий, для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия», разработанным Минприроды РФ в 1992 году и действующим в настоящее время [11], основным показателем, характеризующим степень радиоэкологической безопасности человека, проживающего на загрязненной территории является среднегодовое значение эффективной дозы. Международной комиссией по радиологической медицине (МКРЗ) рекомендована в качестве предела дополнительной (сверхфоновой) дозы облучения населения — доза, равная 1 мЗв/год. Отсюда:

$$T_{RS} = \frac{T_{EL} \cdot 1}{a_s \cdot 33,3}, \quad (12)$$

где T_{EL} — *Expectation of life* — ожидаемая продолжительность жизни при рождении в Российской Федерации⁴, лет (65,3 года на 2005 г.); 1 — нормативный предел дозы ионизирующего излучения свыше фонового для населения⁵, мЗв/год; a_s — плотность поверхностного загрязнения: активность ^{137}Cs , равномерно распределенного в слое 20 см на площади 1 Км², кБк/м²; 33,3 — коэффициент пересчета величины a_s из кБк/м² в мЗв/год (учитывает, что единственным источником внешнего облучения является гамма-излучение ^{137}Cs , при этом радионуклид равномерно распределен в

слое почвы толщиной 20 см (учтено также ослабление потока излучения при прохождении этого слоя), *носит ориентировочный характер* [21]).

Следует помнить, что активность ^{137}Cs не постоянна во времени, а уменьшается вследствие радиоактивного распада. Это обстоятельство возможно учесть, опираясь на закон радиоактивного превращения, который выражается через следующую зависимость [20]:

$$N = N_0 \exp(-\lambda t), \quad (13)$$

где N_0 — количество ядер в начальный момент; N — количество нераспавшихся атомов в момент времени t ; λ — постоянная распада.

Из соотношения 12 выводится очень важный для каждого радиоактивного элемента показатель — период полураспада $T_{1/2}$ ⁶:

$$T_{1/2} = \ln 2 / \lambda \quad (14)$$

Активность радионуклида изменяется по экспоненциальному закону с тем же периодом $T_{1/2}$, с которым происходит распад ядер [10,20] и имеет вид:

$$A = A_0 \exp(-\lambda t), \quad (15)$$

где A_0 — начальная активность; A — активность в момент времени t ;

Принимая начальную активность ^{137}Cs за 1 и выражая постоянную распада через период полураспада согласно формуле 13, найдем потерю активности ^{137}Cs за 1 год:

$$\begin{aligned} A_0 - A &= A_0 [1 - \exp(-\lambda t)] = A_0 \left[1 - \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{1/2}} t\right) \right] = \\ &= 1 \left[1 - \exp\left(-\frac{\ln 2}{30,13} \cdot 1\right) \right] = 0,023 \end{aligned}$$

Таким образом, ^{137}Cs теряет за год около 2,3 % своей исходной активности.

Имея фактическую плотность загрязнения (кБк/м²), и переведенный в единицы плотности загрязнения нормативный предел дозы ионизирующего излучения свыше фонового за ожидаемый срок жизни человека (эквивалент заданному A), и опираясь на то, что за год ^{137}Cs теряет за год примерно 2,3 % своей исходной активности, найдем искомый показатель T_{RS} .

Очевидно, что в первый год дозовая нагрузка будет обусловлена исходной плотностью загрязнения (активностью) ^{137}Cs — a_{s0} . Во второй год активность ^{137}Cs будет на 2,3 % меньше, то есть можно записать, что общая накопленная за 2 года доза облучения составит $[33,3 \cdot a_{s0} + (33,3 \cdot a_{s0} -$

³ Основа идеи расчета этого показателя — расчет показателя A_s (продолжительность аренды, пользования и владения землей, безопасной для здоровья сельского населения) в [25].

⁴ Справочная величина, берется на дату оценки.

⁵ [16] Ст. 5.2.1. Указанный предел дозы относится к средней дозе критической группы населения, рассматриваемой как сумма доз внешнего облучения за текущий год и ожидаемой дозы до 70 лет (период жизни; в нашем случае этот показатель корректируется с учетом последних данных статистики) вследствие поступления радионуклидов в организм за текущий год.

⁶ Для ^{137}Cs этот показатель составляет 30,13 лет.

$33,3 \cdot a_{s0} \cdot 0,023]$ или $[33,3 \cdot a_{s0} + 33,3 \cdot a_{s0} \cdot (1 - 0,023)]$. Так, с каждым последующим годом доза будет накапливаться до тех пор, пока не достигнет интересующего нас нормативного предела дозы ионизирующего излучения свыше фонового за ожидаемый срок жизни человека — T_{EL} :

$$33,3a_{s0} + 33,3a_{s0}(1 - 0,023) + 33,3a_{s0}(1 - 0,023)^2 + \dots + 33,3a_{s0}(1 - 0,023)^{T_{RS}} \geq 1 \cdot T_{EL}$$

$$33,3a_{s0}(1 + (1 - 0,023) + (1 - 0,023)^2 + (1 - 0,023)^3 + \dots + 33,3a_{s0}(1 - 0,023)^{T_{RS}} \geq 1 \cdot T_{EL}$$

Имеем геометрическую прогрессию:

$$33,3a_{s0} \frac{1 - (1 - 0,023)^{T_{RS} + 1}}{1 - (1 - 0,023)} \geq 1 \cdot T_{EL}$$

$$33,3a_{s0}(1 - (1 - 0,023)^{T_{RS} + 1}) \geq 1 \cdot T_{EL}(1 - (1 - 0,023))$$

$$1 - (1 - 0,023)^{T_{RS} + 1} \geq \frac{33,3a_{s0} - 1 \cdot T_{EL}(1 - (1 - 0,023))}{33,3a_{s0}}$$

$$T_{RS} + 1 \geq \log_{(1-0,023)} \frac{33,3a_{s0} - 1 \cdot T_{EL}(1 - (1 - 0,023))}{33,3a_{s0}}$$

В целях универсализации формулы запишем

скобку $(1 - 0,023)$ в виде $\exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{1/2}}\right)$ и обозначим

латинской буквой «р». Таким образом, формула расчета времени безопасного владения угодьем в условиях радиоактивного загрязнения будет иметь следующий вид:

$$T_{RS} \approx \log_p \frac{33,3a_{s0} - T_{EL}(1 - p)}{33,3a_{s0}} - 1, \quad (16)$$

где

$$p = \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{1/2}}\right). \quad (17)$$

В том случае, если анализируемая территория загрязнена как радионуклидами, так и тяжелыми металлами, в формулу 11 необходимо включить приведенный выше коэффициент экологической опасности K_{ER} :

$$V_L = \left(\sum_{t=1}^{T_{RS}} \frac{NOI_t}{(1 + R_{dt})^t} \right) \cdot K_{ER}. \quad (18)$$

Отметим, что в зависимости (18) реализуются 2 подхода, действующие на стоимость угодья с разных позиций: усиление влияния химического и радиоактивного загрязнения на стоимость нелинейно, поэтому с определенной долей вероятности

можно говорить о том, что в данном подходе косвенно учитывается синергизм отрицательного воздействия сочетанного химического и радиоактивного загрязнения.

Расчет стоимости земли по формулам (11) и (18) можно производить только в том случае, когда среднегодовая эквивалентная эффективная доза облучения населения на конкретной территории не превышает 5 мЗв в год [19] и плотность загрязнения ^{137}Cs не превышает 1480 кБк/м². В случае превышения порога в 5 мЗв/год агропроизводство запрещено, территория приобретает статус «Зоны ограниченного проживания населения». В основу стоимостной оценки земли при этом может быть положен доход, полученный от возможного альтернативного использования территории. Если же таковой получен быть не может, то, на наш взгляд, стоимость земли должна быть обращена в ноль, при условии обязательной рекультивации угодья новым собственником. То есть фактически цена угодья для потенциального инвестора в этом случае должна быть равна вложениям в рекультивацию.

В случае превышения порога плотности загрязнения в 1480 кБк/м² территория приобретает статус «Зоны отчуждения», проживание на которой запрещено. Отсюда очевидно, что сама процедура оценки земли здесь становится абсурдной. Отметим, что традиционно стоимость земли может принять отрицательную величину в результате [13]:

1) негативных экологических воздействий, приводящих к утрате полезных свойств земельного участка, например, в случае химического или радиоактивного загрязнения, деградации почвенного слоя и др.;

2) возникновения ситуации, когда расходы, связанные с использованием земли, превышают доходы, например, в случаях, когда установленные платежи за землю превышают приносимый ею доход или земельная рента отсутствует.

Рассматриваемая выше ситуация аналогична первому из указанных случаев. Второй же случай данной методикой нивелируется с помощью экологической надстройки.

Обратимся к стоимости косвенного использования. Здесь мы предлагаем использовать показатель устойчивости почв к химическому и радиоактивному загрязнению (в случае с радиоактивным загрязнением необходимо также учитывать экранирующую способность почвы). Подразумевая под устойчивостью почв к химическому и радиоактивному загрязнению их способность прочно связы-

вать определенное количество поллютантов, данный показатель, переведенный в денежные единицы — суть косвенная стоимость использования сельскохозяйственных угодий. Говоря об устойчивости к химическому загрязнению, отметим, что на сегодняшний день наиболее адекватным характеризующим ее показателем, является буферная емкость почв по отношению к ТМ. Для определения потенциальной буферной емкости нами предлагается использовать методику, предложенную В.Б. Ильиным [8, 9]⁷. Согласно данной методике, на первом этапе оценки необходимо определить общий балл буферности почв. Для этого оценивается вклад в общий показатель отдельных свойств почв (содержания гумуса, физической глины, полуторных оксидов, рН) с последующим суммированием полученных результатов [8, 9]. При этом следует учитывать, что в зависимости от реакции среды различные ТМ ведут себя по-разному: у многих из них при подщелачивании подвижность уменьшается, а у некоторых, например, Мо и As — увеличивается. Поэтому система баллов приводится отдельно для элементов, повышающих свою подвижность в кислой среде, и для элементов, понижающих таковую. Аналогичное деление предусмотрено и в случае карбонатности.

На втором этапе оценки буферности почв по отношению к тяжелым металлам необходимо оценить степень буферности согласно полученной сумме баллов [8]. Каждой данной степени буферности, согласно методике, соответствует диапазон гигиенически приемлемых уровней накопления ТМ, то есть тех уровней потенциального загрязнения, при которых получаемая продукция остается нормативно чистой (m). Определение максимально приемлемого уровня накопления отдельных ТМ в почве (C_{sb}) является завершающей стадией оценки буферности.

$$C_{sb} = C_b \cdot m, \quad (19)$$

Для того, чтобы перевести полученный показатель в денежные единицы, мы рекомендуем воспользоваться нормативной стоимостью, приведенной в методике «Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» [18]. Напомним, что под нормативной стоимостью в данной методике понимается стои-

мость освоения различных типов и подтипов почв на изымаемых участках.

Для наших целей необходимо исходить из того соображения, что почва способна «погасить» определенный уровень ущерба от загрязнения ТМ: сделать недоступным определенное количество загрязнителя для растений, а через них и человеку. Итак:

$$V_{ep} = Hc \cdot K_{sb} \cdot Kз(i) \cdot S, \quad (20)$$

где V_{ep} — Ecological protection — выраженная в денежных единицах функция экологической защиты почвы оцениваемого угодья, тыс. руб.; Hc — норматив стоимости сельскохозяйственных земель, тыс. руб./га; K_{sb} — коэффициент буферной способности почвы; $Kз(i)$ — коэффициент экологической ситуации и экологической значимости территории i -го экономического района; S — площадь оцениваемых земель, га;

Коэффициент K_{sb} принимается равным (обратной величине коэффициента экологической опасности и рассчитывается исходя из показателей C_{sb} для потенциальных загрязнителей. В качестве последних (в соответствии с методиками В.Б. Ильина) нами рекомендуется брать Zn и Pb или любой другой потенциально опасный для данной местности ряд элементов, за исключением Cd. (Когда необходимые показатели для Zn или Pb рассчитаны быть не могут, но при этом стоит выбор между включением и не включением в пару к оставшемуся металлу дополнительного элемента (ов), мы рекомендуем этот выбор сделать в пользу монометальности). Таким образом:

$$K_{sb} = \frac{\sum_1^n \frac{C_{sb}}{C_{bi}} - (n-1)}{1} = \sum_1^n \frac{m_i \cdot C_{bi}}{C_{bi}} - (n-1) = \sum_1^n m_i - (n-1), \quad (21)$$

Из преобразований, отраженных в формуле (22) видно, что нет необходимости рассчитывать C_{sb} , достаточно лишь определить m для каждого i -ого загрязнителя. В том случае, когда $n = 1$, K_{sb} становится равным m_i .

Говоря о радиоактивном загрязнении, отметим, что вводить дополнительную поправку на устойчивость почв к радиоактивному загрязнению не имеет смысла, так как на инактивацию радионуклидов влияют те же свойства почв, что и ТМ. Поэтому корректируя V_{ep} на устойчивость почв к радиоактивному загрязнению, мы бы неоправданно завысили этот показатель.

⁷ Реализованный в этой методике подход, основанный на рангах и условных баллах во многом несовершенен, однако сегодня альтернативы ему нет, поскольку найти интегральную математическую зависимость, отражающую способность почвы инактивировать ряд важнейших загрязнителей не представляется возможным.

Существенным моментом, требующим дополнительных корректировок, как отмечалось ранее, является экранирующая способность почвы. Основным показателем, характеризующим экранирующую способность почвы, является коэффициент экранирования (K_e — отношение мощности дозы на высоте 1 м над реальной местностью к мощности дозы над плоским изотропным источником). K_e колеблется в пределах 0,45—0,6. В научной литературе отмечается, что пахотная почва способна снижать получаемую человеком дозовую нагрузку от ионизирующего излучения в среднем в 2 раза [21].

Таким образом, коэффициент экранирования является необходимой корректировкой к показателю V_{ep} . Отсюда итоговая формула для расчета показателя стоимостной оценки экологической защиты почвы имеет вид:

$$V_{ep} = Hc \cdot K_{sb} \cdot (2 - K_e) \cdot K_3(i) \cdot S \quad (22)$$

Величина V_{ep} приводится в неизменном виде, без умножения на коэффициент капитализации. Это связано с тем, что V_{ep} не доход, а «способность» (почвы), которая капитализирована быть не может.

Суммируя, получим следующую схему оценки (рис. 1):

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе предложенного эколого-экономического функционального подхода общие формулы

оценки земель сельскохозяйственного назначения для различных ситуаций в условиях химического и радиоактивного загрязнения имеют следующий вид:

1. Для незагрязненной территории (концентрация ТМ соответствует фоновой):

$$V_L = \frac{NOI}{R} + V_{ep} \quad (23)$$

2. Для территории, загрязненной ТМ:

$$V_L = \frac{NOI}{R} \cdot K_{ER} + V_{ep} \quad (24)$$

3. Для территории, загрязненной радионуклидами:

$$V_L = \frac{NOI}{R} + V_{ep} \quad (25)$$

4. Для территории, загрязненной ТМ и радионуклидами:

$$V_L = \left(\sum_{t=1}^{T_{RS}} \frac{NOI_t}{(1 + R_{dt})^t} \right) \cdot K_{ER} + V_{ep} \quad (26)$$

Химическое и радиоактивное загрязнения — глобальные факторы, поэтому способность почвы противостоять этим негативным воздействиям следует использовать при оценке земель. В случае потенциальной опасности загрязнения, носящего локальный характер, показатель V_{ep} необходимо скорректировать на способность почвы противостоять данному негативному воздействию (например, в случае разлива нефти — способность почвы

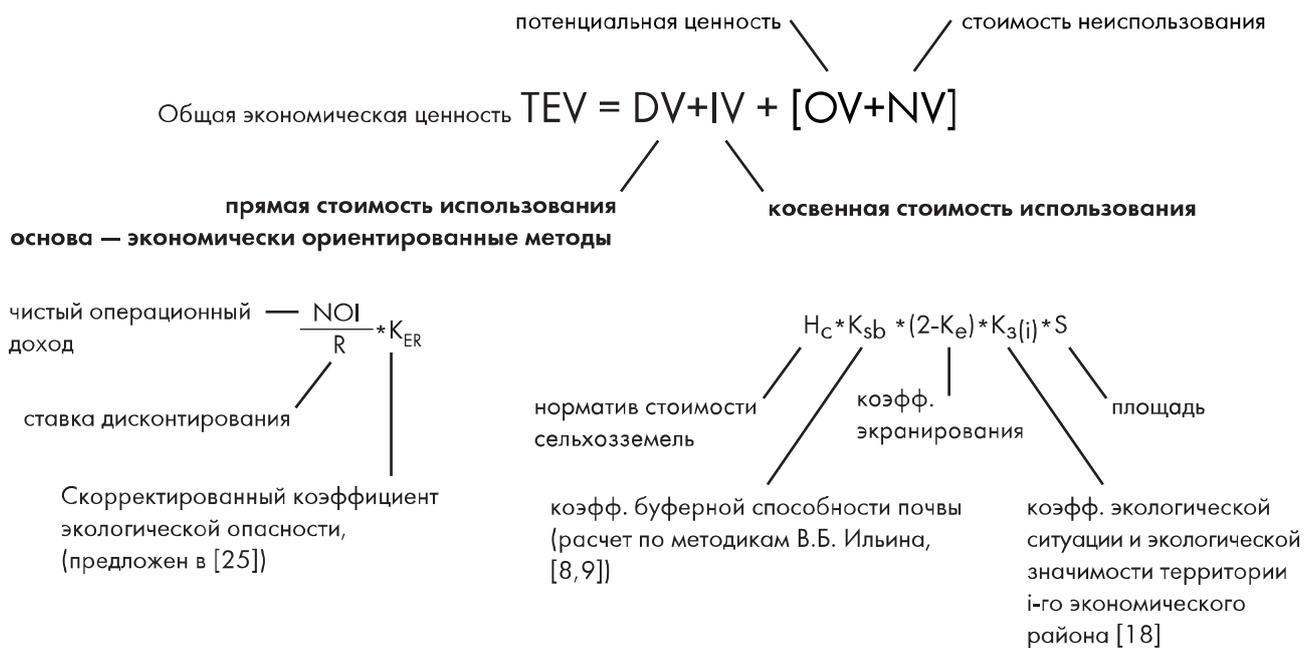


Рис. 1. Основа предлагаемого эколого-экономического функционального подхода к оценке стоимости сельскохозяйственных угодий

к самоочищению). При этом следует избегать переучета одних и тех же однонаправлено влияющих почвенных показателей в отдельных корректирующих коэффициентах.

Проведенные нами исследования показали (формула 1), что экологически ориентированная оценка увеличивает базовую рыночную стоимость угодья (DV) на величину экологических надстроек (фактически на величину экологической ренты I рода⁸). В связи с этим очевидным является опасение, что увеличение стоимости сельскохозяйственных угодий автоматически зафиксируют инфляцию издержек на производимый аграриями товар: новые налоги на более дорогую недвижимость, необходимость существенного увеличения стартового капитала, проценты кредитным организациям и т.п.. Все это приведет к вынужденному увеличению цены производимой на земле продукции, а вслед за этим и общему росту цен в экономике. Однако в соответствии со статьей 390 Налогового кодекса РФ [15] налоговой базой для земельного налога является кадастровая, а не рыночная стоимость угодья. Для земель сельскохозяйственного назначения эти два вида стоимости значительно различаются: кадастровая стоимость ниже. Если увеличение размера налога все-таки произойдет, то его негативного влияния можно эффективно избежать посредством целевого использования дополнительных средств, получаемых государством от изменений условий оценки. Последнее может быть отражено в программе повышения плодородия сельскохозяйственных земель за счет субсидий или субвенций, часть средств для которых выделится из сумм, полученных от возросших налоговых поступлений (напомним, что в большинстве стран мира сельское хозяйство является дотационным сектором экономики, и подобное субсидирование для государства выгодно). Как результат — более высокие урожаи

сельскохозяйственных культур и более эффективное животноводство (более значимые показатели выпуска), что позволит стабилизировать цены.

Говоря о двух других отмеченных выше факторах, способных повлиять на ценовую стабильность в АПК, отметим, что необходимость значительных капиталовложений приведет к эволюционному снижению количества малых сельскохозяйственных предприятий и к увеличению числа крупных производственных образований. Последние за счет эффекта масштаба и взаимной конкуренции способны достаточно эффективно сдерживать цены. Сам же процесс укрупнения можно рассматривать в настоящей экономической ситуации исключительно как положительную тенденцию, ввиду того, что малый сельскохозяйственный бизнес не способен конкурировать с сильными агрофирмами и в большинстве своем является убыточным.

Безусловно, совсем обуздать инфляцию, вызванную издержками сельхозтоваропроизводителей, невозможно, как невозможно обуздать инфляцию в принципе: инфляция существовала и будет существовать пока существуют деньги. Точно также будут существовать в каждый данный момент времени особые причины, подстегивающие инфляционные процессы, однако самой важной движущей силой последних является изменение денежной массы в государстве. *Инфляция является денежным феноменом, возникающим в результате того, что количество денег увеличивается намного быстрее, чем объем производства... Есть только одно лекарство от инфляции — замедление темпов роста количества денег* [22,23]. В настоящей работе нет необходимости обсуждать полемику, возникшую между Дж. М. Кейнсом и М. Фридманом, однако занять позицию последнего мы оставляем за собой право, так как большинство аналитических работ, в том числе и современных свидетельствуют в пользу его теории [1, 3, 5, 27 и др.]. Так, согласно этим источникам, в 2007 г. существенный неурожай зерновых в северном полушарии взвинтил мировые цены как на собственно зерно, так и на продукты его переработки. В РФ цены на продукты аграриев выросли, инфляция издержек и все неудачи в кредитно-денежной политике были возложены на сельскохозяйственный сектор. Отметим, что в предыдущие годы главными двигателями инфляции назывались иные факторы, например в 2005 году — рост тарифов на коммунальные услуги.

То же самое может произойти и в случае увеличения стоимости земли. Однако подчеркнем,

⁸ Под экологической рентой I рода понимается сверхприбыль, возникающую от наличия экологических (чаще всего экосистемных) функций у природного объекта (способность почв инактивировать тяжелые металлы, экранирующая способность почвенной толщи, буферность почвы по отношению к органическим загрязнителям, водоочистительная функция болот, связывающая углекислоту роль развивающейся растительности и т.п.). (Рента с экологических услуг упоминается в частности в [2]. Однако общая систематическая принадлежность данной категории описывается впервые.) Существует также и экологическая рента II рода - сверхприбыль, возникающая в природохозяйственной и природоэксплуатирующей сферах в результате применения более эффективных (по сравнению с преобладающими) техники и технологий, способов организации производства и т.п.

что решающего воздействия на инфляционный процесс (а через него на общую социально-экономическую обстановку в стране) экологизация процесса оценки не окажет ввиду того, что увеличение издержек на сельскохозяйственные товары приводит лишь к кратковременному скачку цен на них, тогда как на общую динамику инфляции они влияние не оказывают.

Становится очевидным, что, преследуя цель поддержания природного равновесия в целом и поддержания сельскохозяйственных почв России в нормальном состоянии (путем экологизации процесса оценки сельскохозяйственных земель), не следует опасаться кратковременных, а оттого мало-значимых для антиинфляционной политики ценовых толчков со стороны продукции АПК, так как в данном случае цель перекрывает побочные следствия от ее реализации.

Говоря о непосредственных механизмах поддержания сельскохозяйственных земель в нормальном состоянии, связанных с увеличением их стоимости, можно отметить следующее. Возросшая на величину экологической ренты I рода стоимость земли позволит высвободить значительные денежные средства, которые могут быть использованы на создание землеохранного фонда, интенсификацию сельского хозяйства, снижение используемых в сельском хозяйстве площадей, а, следовательно, и антропогенной нагрузки на почвенный покров планеты.

Создание землеохранного фонда позволило бы финансировать мероприятия противоэрозионного характера, внедрять почвозащитные и почвоулучшающие культуры и тем самым значительно повысить устойчивость АПК [17]. Создание подобного фонда позволило бы стимулировать производство экологически чистой продукции, а также проводить работы научно-исследовательского характера, таких, например, как создание полной красной книги почв.

Интенсификация сельского хозяйства, под которой понимается увеличение объема производства сельхозпродукта за счет прогрессивных технологий возделывания земли и организации производства, позволит снизить потребность в сельскохозяйственных землях, а следовательно, уменьшить антропогенный прессинг на почвенный покров в целом.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Белоусов Д. Зерно стало зоной риска // «РГ-Бизнес» М.: 17.07.2007. № 612.
2. Бобылев С.Н., Ходжаев А.Ш. Экономика природопользования. М.: ИНФРА-М, 2004. 501 с.
3. Бочкарева Т., Кудрин В., Смирнов Е. Дешевле не будет // Ведомости: ежедневн. делов. газ. М.: 02.08.2007. № 142.
4. Вершинин В.В. Землеустроительные работы на загрязненных территориях. Волгоград: Издательство «Станица-2», 2004. 204 с.
5. Грозовский Б., Смирнов Е., Горбольская У. Хлеб, водка, мясо... // Ведомости: ежедневн. делов. газ. М.: 01.08.2007. № 141.
6. Докучаев В.В. Избранные сочинения. Т.2. Труды по геологии и сельскому хозяйству. М.: Государственное издательство сельскохозяйственной литературы, 1949. 426 с.
7. Земельное законодательство. Сборник нормативных актов / Сост. М.А. Рябов. М.: ТК Велби, Изд-во Проспект, 2006. 472 с.
8. Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агрохимия, 1995. №10. С. 109—113.
9. Ильин В.Б. Буферные свойства почвы и допустимый уровень ее загрязнения тяжелыми металлами // Агрохимия, 1997. №11. С. 65—70.
10. Карякин Н.И., Быстров К.Н., Киреев П.С. Краткий справочник по физике. М.: «Высшая школа», 1963. 560 с.
11. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М.: ГНТУ Минприроды РФ, 1992. 58 с.
12. Мазуров Ю.Л., Пакина А.А. Экономика и управление природопользованием. М.: МГУ, 2003. 282 с.
13. Медведева О.Е. Методические рекомендации по оценке стоимости земли. Методические рекомендации по осуществлению эколого-экономической эффективности проектов намечаемой хозяйственной деятельности. М.: Торгово-Промышленная палата РФ, АНО «СОЮЗЭКСПЕРТИЗА», 2004. 83 с.
14. Миндрин А.С., Корнева Н.Н., Нейф Н.М. Организационно-экономические условия охраны земель сельскохозяйственного назначения. М.: «Восход-А», 2006. 216 с.
15. Налоговый кодекс Российской Федерации. Часть 2. М.: ИндексМедиа, 2008. 688 с.
16. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.: Минздрав России, 1999. 116 с.
17. Пахно В.С. К вопросу повышения устойчивости агропромышленного производства // Земельная и аграрная реформы России: проблемы и опыт. Сб. науч. Трудов. Вып. 1. М.: ВНИЭТУСХ, РАСХН, 1998. С. 55—65.
18. Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами (утв. Роскомземом 10 ноября 1993 г. и Минприроды РФ 18 ноября 1993 г.)
19. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на ЧАЭС на период 1991—1995 гг. М., 1991.

20. *Савельев И.В.* Курс общей физики. Кн. 5. М.: Наука. Физматлит, 1998. 368 с.
21. *Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П.* Сельскохозяйственная радиология. М.: Дрофа, 2005. 367 с.
22. *Фридман М.* Если бы деньги заговорили. М.: Дело, 2002. — 160 с.
23. *Фридман М., Фридман Р.* Свобода выбирать: наша позиция. М.: Новое издательство, 2007. 356 с.
24. *Цветнов Е.В.* Эколого-экономическая оценка сельскохозяйственных земель в условиях химического и радиоактивного загрязнения. // Дисс. ...канд. биол. наук. М.: МГУ, 2007. 185 с.
25. Экономические основы использования нарушенных и загрязненных земель / А.С. Миндрин, В.С. Пахно, В.И. Грищенко и др. М.: РАСХН ВНИЭТУСХ, 2001. 195 с.
26. *Constanza R. et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital // *Nature*, 1997. Vol. 387. P. 253—260.
27. Statement of Financial Accounting Standards No. 157: Fair Value Measurements // *Financial Accounting Series*, 2006. № 284-A. 145 p.

Цветнов Евгений Владимирович — младший научный сотрудник кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова. Кандидат биологических наук; тел.: (495) 939-50-09, e-mail: ecobox@mail.ru

Щеглов Алексей Иванович — заведующий кафедрой радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова; тел.: (495) 939-22-11, e-mail: shcheg@soil.msu.ru

Цветнова Ольга Борисовна — старший научный сотрудник кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова; тел.: (495) 939-22-11, e-mail: otsv@soil.msu.ru

Tsvetnov Evgeny Vladimirovich — PhD, research assistant of radioecology and ecotoxicology department of Soil Science Department of Lomonosov Moscow State University; tel.: (495) 939-50-09, e-mail: ecobox@mail.ru

Shcheglov Alexey Ivanovich — Professor, Head of radioecology and ecotoxicology department of Soil Science Department of Lomonosov Moscow State University; tel.: (495) 939-22-11, e-mail: shcheg@soil.msu.ru

Tsvetnova Olga Borisovna — PhD, Advanced researcher of radioecology and ecotoxicology department of Soil Science Department of Lomonosov Moscow State University; tel.: (495) 939-22-11, e-mail: otsv@soil.msu.ru