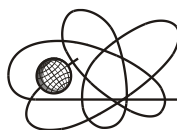




Российская Академия Наук

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

**ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ
БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ
АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ**



ИБРАЭ

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

**NUCLEAR SAFETY
INSTITUTE**

Препринт ИБРАЭ № ИБРАЭ-1999-11

Preprint IBRAE- 1999-11

А.А.Афанасьев

**ВОЗДЕЙСТВИЕ ЭНЕРГЕТИКИ НА
ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ:
2. МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
ОЦЕНКИ ЭКОНОМИЧЕСКОГО УЩЕРБА**

Москва 1999

Moscow 1999

Афанасьев А.А. ВОЗДЕЙСТВИЕ ЭНЕРГЕТИКИ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ: 2. МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ ЭКОНОМИЧЕСКОГО УЩЕРБА. Препринт № IBRAE-99-11. Москва: Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. Декабрь 1999. 48 с. Библиогр.: 112 назв.

Аннотация

Рассматриваются методологические основы оценки экономического ущерба от воздействия энергетических объектов на человека и окружающую среду. Показано, что наиболее адекватной единицей измерения ущерба окружающей среде, подходящей для использования в экономическом анализе «затраты-выгода», является стоимость экологического риска. Обсуждаются различные методы оценки рисков и ущербов, включая экономическую оценку эффектов, не имеющих рыночной цены. Описаны способы согласования разнородных и разновременных показателей ущерба. Особое внимание уделено определению показателя дисконтирования для экономических оценок экологического ущерба. Выполнен анализ экономических оценок риска здоровью.

©ИБРАЭ РАН, 1999

Afanasyev A.A. ENVIRONMENTAL IMPACT OF POWER CYCLES: 2. METHODOLOGICAL PROBLEMS OF VALUATION OF ECONOMIC DAMAGE (in Russian). Preprint IBRAE-99-11. Moscow: Nuclear Safety Institute. December 1999. 48 p. — Refs.: 112 items.

Abstract

Methodological bases of valuation of economic damage due to energy objects impact on the people health and the environment are considered. It is shown that the most adequate measure of environmental damage appropriate for use in the cost-benefit analysis is the cost of environmental risk. Different techniques of risks and damages valuation, including economic valuation of environmental effects that have no market prices, are discussed. A particular attention is made to the definition of discounting rate appropriate for economic valuations of environmental damage. An analysis of valuations of health risks is carried out.

©Nuclear safety institute, 1999

Воздействие энергетики на окружающую среду:

2. Методологические проблемы оценки экономического ущерба

А.А.Афанасьев

ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ БЕЗОПАСНОГО РАЗВИТИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГЕТИКИ РАН
113191, Москва, ул. Б. Тульская, 52
тел: (095)958-00-51, факс: (095)958-11-51, эл.почта: aaa@ibrae.ac.ru

Работа получила поддержку Российского фонда фундаментальных исследований
(грант № 99-02-18506)

Содержание

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Введение..... | 4 |
| 2 | Последовательность оценки воздействия энергетических объектов на окружающую среду..... | 7 |
| 3 | Понятие ценности экологических товаров и услуг. Потери, затраты, выгода..... | 9 |
| 4 | Основные подходы к измерению ущерба окружающей среде..... | 10 |
| 4.1 | Стоимость риска, как мера ущерба окружающей среде..... | 10 |
| 4.2 | Стоимость компенсации, стоимость контроля и стоимость ущерба..... | 12 |
| 5 | Оценка стоимости (цены) риска ущерба..... | 13 |
| 5.1 | Согласие платить и согласие получать компенсацию..... | 13 |
| 5.2 | Характеристика разных рисков..... | 15 |
| 5.2.1 | Ощущаемый или актуарный риск..... | 15 |
| 5.2.2 | Неограниченно большая стоимость риска..... | 16 |
| 5.2.3 | Очень малая стоимость риска..... | 17 |
| 5.2.4 | Неприятие риска..... | 18 |
| 6 | Границы оценок экологического ущерба (риска ущерба)..... | 18 |
| 6.1 | Ущерб на разных стадиях топливного цикла, ущербы смежных производств..... | 18 |
| 6.2 | Фиксированный и переменный ущерб. Приведенный ущерб..... | 19 |
| 6.3 | Прямой ущерб, косвенный ущерб, трансфертный ущерб..... | 20 |
| 6.4 | Ведомственные, региональные, национальные и глобальные интересы при учете ущерба от воздействия на окружающую среду..... | 21 |
| 6.5 | Усредненные и адресные оценки..... | 23 |
| 6.6 | Вопросы информационного обеспечения. Возможность использования оценок ущерба, полученных в других исследованиях..... | 24 |
| 7 | Проблемы рыночной оценки ущерба..... | 25 |
| 7.1 | Использование рыночных цен..... | 25 |
| 7.2 | Оценка стоимости нерыночных товаров и услуг..... | 26 |
| 7.2.1 | Методы компенсации и контроля..... | 26 |
| 7.2.2 | Методы выраженного предпочтения..... | 26 |
| 7.2.3 | Методы контингентного оценивания..... | 27 |
| 7.2.4 | Методы искового возмещения..... | 27 |
| 7.3 | Эффекты, не поддающиеся оценке в экономических показателях..... | 28 |
| 8 | Согласование оценок ущерба окружающей среде..... | 29 |
| 8.1 | Дисконтирование ущерба окружающей среде..... | 29 |
| 8.2 | Эскалация цен..... | 32 |
| 9 | Оценка стоимости риска здоровью..... | 33 |
| 9.1 | Риск, как основа оценки ущерба здоровью..... | 33 |
| 9.2 | Обзор оценок стоимости риска здоровью. Цена риска здоровью для условий России..... | 34 |
| 9.3 | Дисконтирование стоимости риска здоровью..... | 40 |
| | Заключение..... | 42 |
| | Список литературы..... | 44 |

1 Введение

Цель данной работы - отобрать и проанализировать наиболее важные, зачастую спорные вопросы, связанные с экономической оценкой возможных последствий разного рода воздействий энергетики (электроэнергетики) на окружающую среду, а также привлечь внимание лиц, принимающих решения, к основным проблемам таких оценок, которые могут быть решены на уровне государственного управления и законодательства^{*)}.

Использование электрической энергии имеет огромный положительный эффект в жизни общества, приводя к существенному повышению производительности труда и соответствующему росту экономики. Потребители платят именно за этот прямой положительный эффект. Однако, производство электроэнергии приводит также к некоторым побочным отрицательным (а, иногда, и побочным положительным) последствиям.

Хотя эффекты воздействия энергетики на окружающую среду являются непреднамеренными, они влияют на благосостояние других индивидуумов, а не только на производителей и потребителей электроэнергии. Некоторые эффекты воздействуют на благосостояние индивидуумов в явном виде. Кроме того, люди ценят благоприятную окружающую среду, поэтому ущерб окружающей среде также воздействует на благосостояние индивидуумов. В экономической литературе такие эффекты называются *экстернальностями* (или экстерналиями) (см., например, [1-11]). Экстернальности определяются как эффекты воздействия на благосостояние отдельных индивидуумов или коллективов людей, которых производители и потребители товара или услуги (например, электроэнергии) не принимают во внимание в своих решениях при оценке эффективности (выгодности). Т.е. экстерналиности являются результатом воздействия на благосостояние третьей стороны, не принимающей участия (или принимающей лишь частично) в экономических взаимоотношениях двух других сторон (производителя и потребителя, продавца и покупателя). Экстернальностями могут быть либо внешние затраты (стоимости), либо внешние выгоды^{**)}.

Экстернальности (внешняя стоимость) являются частью полной социальной стоимости производства электроэнергии. Экстернальности рассматриваются в теории социального благоденствия и изучаются в экономике. Проблему учета внутренних и внешних издержек впервые исследовал английский экономист *А.Пигу* [1]. Он различал частную, или *внутреннюю стоимость* (private cost) и *социальную, или полную стоимость* (social cost), которая наряду с частной стоимостью включает и *внешние стоимости, или экстерналиности* (external cost).

В рыночной экономике для любого производителя электроэнергии важная цель заключается в максимизации прибыли, что достигается, в частности, минимизацией своих частных затрат^{*)}. При этом, если общественными институтами не предпринято соответствующих мер, то производитель не планирует никаких затрат на охрану окружающей среды и, соответственно, не учитывает их в себестоимости и в цене электроэнергии. Потребители электроэнергии также платят меньшую цену, поскольку в нее не включаются затраты на охрану окружающей среды или на преодоление последствий воздействия на окружающую среду (ущерб от воздействия на окружающую среду). В этом случае все общество в целом будет покрывать данный ущерб, либо расходуя дополнительные средства на ликвидацию его послед-

^{*)} Рассматриваемые в настоящей работе вопросы являются междисциплинарными и касаются различных проблем экономики, экологии, социологии, эпидемиологии и т.д., и лишь отчасти энергетики. Наиболее подробно рассмотрены ключевые методологические проблемы, связанные с экономической оценкой риска. Для более подробного анализа этих проблем можно рекомендовать замечательно написанную монографию Уильяма Вискуси "Фатальный выбор: общественная и частная ответственность за риск", за которую автор в 1994 г. получил премию Американской ассоциации по риску и страхованию (*Viscusi W.K. Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities for Risk // New York, Oxford: Oxford University Press, 1995, 306 p.*)

^{***)} В литературе в качестве экономических категорий используются такие термины как: ценность, стоимость, цена, расходы, затраты, издержки, потери, выгоды, выигрыш, прибыль, доходы и т.д. В ряде значений они часто используются, как взаимозаменяющие, хотя в разных разделах экономики сформировалась своя практика использования этих терминов. Мы не будем пытаться навести полный порядок в использовании этих терминов в оценках воздействия энергетики на окружающую среду. По-видимому, это задача специалистов в области экологической экономики. Поэтому, там где это возможно мы будем стараться использовать общий термин стоимость. Хотя существенное значение может иметь разница в понятиях издержки и цена (используемых в разных социально-экономических моделях общества и отличающихся у одного и того же субъекта, по крайней мере, на величину прибыли).

^{*)} Другой важной целью, связанной с максимизацией прибыли в широком аспекте, является расширение рынка товаров или услуг данного производителя.

ствий, либо неся соответствующие потери (которые могут быть выражены как в натуральных, так и в экономических показателях).

В процессах принятия решений с учетом внешних эффектов основной проблемой является оценка экономической стоимости (внешней стоимости) последствий этих эффектов (реально имеющих место, или возможных, при определенном стечении обстоятельств) с необходимой степенью достоверности [12]. В ряде случаев, когда такие оценки затруднены, прибегают к разного рода экспертным оценкам. В этой связи развиваются два альтернативных подхода к принятию решений – (1) попытаться всё выразить в экономических показателях и выбрать наиболее экономически эффективный вариант, или (2) попытаться достичь наилучшего решения, используя специально развитые методы многокритериального анализа. Оба подхода имеют свои достоинства и недостатки. Можно отметить и интегрированные подходы, объединяющие достоинства обоих упомянутых подходов [4,13,14].

Стоимость ущерба (риска ущерба) окружающей среде, включая человека, является наиболее существенной разновидностью внешней стоимости (экстернальностей). Оценки стоимости ущерба окружающей среде могут использоваться для более корректного технико-экономического сопоставления различных вариантов производства электроэнергии [4,9,15]. Проблемы оценки такой стоимости и являются предметом настоящего анализа: какие виды ущерба рассматриваются в качестве ущерба окружающей среде?, чей ущерб следует учитывать?, как оценить стоимость ущерба (как уже имевшего место, фактического ущерба, так и возможного в будущем, потенциального ущерба)?, как оцененные стоимости ущербов могут быть использованы в процессах принятия решений? и т. д. Задача состоит в развитии методологии оценки в экономических показателях и агрегирования различных составляющих ущерба окружающей среде для всех стадий разных полных топливных циклов производства электроэнергии - от добычи энергоресурсов и строительства объектов полного топливного цикла до стадии производства электроэнергии и обращения с отходами, а затем и вывода энергообъектов из эксплуатации. Конечное использование электроэнергии с соответствующим воздействием на человека и окружающую среду не входит в область нашего исследования, хотя в последующем могут быть рассмотрены выгоды, связанные со снижением воздействия на окружающую среду при повышении эффективности использования энергии (в частности, при реализации энергосберегающих мероприятий).

* * *

В данной работе рассматривается проблема оценки стоимости ущерба (риска ущерба) окружающей среде для условий рыночной экономики.

В планово-директивной экономике все затраты и выгоды оценивались только по издержкам, как "внутренним", так и "внешним" (см., например, [3,4,6]). В этом случае эффективную роль играют так называемые межотраслевые балансы и планы развития. Человек при этом играет только материальную роль производителя и потребителя (объекта). В рыночной экономике затраты и выгоды определяются "внутренними" и "внешними" ценами (или просто ценами на товары и услуги и экстернальностями их производства). При этом, однако, основная декларируемая цель социально-экономического развития (социальное благоденствие), и как средство ее достижения (рынок) оказываются не вполне совместимыми, так как рынок строится только на учете "внутренних" цен. А согласно "теории социального благоденствия" для оптимального распределения ресурсов должны учитываться не только "внутренние" цены, но и экстернальности [1]. С этой целью развиваются различные способы "интернализации" экстернальностей. Одним из этих способов является введение так называемого *налога Пигу* (или пигувианского налога), численно равного величине экстернальности (цене ущерба).

Разницу в оценке ущерба здоровью по "внешним издержкам" или по "внешним ценам" можно продемонстрировать на следующем простом примере. Можно в идеале предположить, что производитель, загрязняющий окружающую среду, решит полностью оплачивать Ваши издержки (потерю заработка, стоимость лекарств и т.д.), связанные с заболеваниями в результате увеличения загрязнения окружающей среды. При этом, чем больше загрязнение, тем чаще Вы болеете, и тем большую компенсацию всех связанных с заболеваниями издержек Вы получаете. Но согласны ли Вы на такие условия жизни? Достаточно ли только компенсировать издержки? Очевидно, что нет. И это подтверждается соответствующими социально-экономическими и социологическими исследованиями (о которых речь пойдет в дальнейшем). Ваше согласие может быть получено только в двух случаях:

- Вы согласитесь на размещение вредного производства только, если компенсация будет значительно превышать эти издержки и тем самым существенно (ощутимо) увеличивать Ваш доход (количество денежных средств, которыми Вы располагаете на оплату потребляемых товаров и услуг). Таким образом Вы назначаете цену риска Вашему здоровью.

- Вы согласитесь поступиться частью своего дохода (например, платить большую цену за товар, аналогичный тому, который предполагается производить) лишь бы только рядом не размещалось вредное или опасное производство. Такие платы от большого контингента людей позволят использовать для производства данного товара другую (пусть и более дорогую) технологию, либо перенести его производство в другое место (пусть на это и потребуются дополнительные затраты).

Аналогичные решения могут быть приняты Вами не только в отношении Вашего здоровья, но и других жизненных благ, не имеющих на первый взгляд рыночной цены, как, например, красивый пейзаж, разнообразие биологических видов и т.д. В этом заключается суть подходов "согласие платить" и "согласие на компенсацию", использование которых для оценок ущерба окружающей среде (включая риски здоровью человека) рассматривается последующих разделах данной работы. Очевидно, что получаемые на основе этих подходов "внешние цены" оказываются больше "внешних издержек" (как и для случая соотношения "рыночных цен" на товар и "внутренних издержек" производства этого товара).

* * *

Следует отметить, что используемый для анализа эффективности социально-экономических процессов метод "затраты-выгода" и все его производные имеют целью максимизацию чистой выгоды (см., например, предисловие к [16], с. 3-6). Вопросы распределения затрат и выгод, включая справедливость этого распределения, обычно упускают из виду. Когда перед экономистами ставится вопрос оптимального распределения ресурсов, это почти всегда является вопросом оптимизации экономической эффективности. При этом вопросу социальной справедливости не уделяется внимания. Работы с подробным анализом и рекомендациями в области ценообразования с целью влияния на перераспределение доходов весьма редки. Но, концентрируя внимание только на эффективности, мы игнорируем вопросы "кто получит выгоду?" и "кто оплатит ущерб?". Если в результате какого-либо мероприятия (например, учета стоимости ущерба окружающей среде в цене электроэнергии) выгоду получит один состоятельный индивидум, а ущерб оплатят другие более бедные члены общества, то такое новое распределение будет несправедливым и нежелательным, независимо от суммарной величины чистой выгоды.

Чувство справедливости, как и чувство прекрасного, возникает на эмоциональном уровне. Развивать теорию социальной справедливости или оценивать степень справедливости, например, уровнем выброса оксидов азота в разных районах, отличающихся разным доходом проживающего в этих районах населения, выходит за рамки нашей работы. Однако, ряд вопросов, связанных с социальной справедливостью, может быть затронут в связи с наиболее важными моментами экономической оценки: как учитывать (дисконтировать) стоимость ущерба будущим поколениям?; когда уместно использовать методы "согласия платить", а когда - "согласия на компенсацию" (сущность методов - см. ниже)?; чьи интересы и чей ущерб следует принимать во внимание? Эти и другие вопросы обсуждаются в данном обзоре прежде всего потому, что они имеют отношение к рассматриваемым видам ущерба и методам их оценки. Однако, хотя мы и обсуждаем некоторые проблемы экономической оценки, касающиеся также и отдельных вопросов справедливости, мы не претендуем на адекватное рассмотрение всего спектра соответствующих проблем.

2 Последовательность оценки воздействия энергетических объектов на окружающую среду

Конечным результатом оценки воздействия энергетических объектов на окружающую среду должна явиться агрегированная оценка ущерба, выраженного в экономических показателях. При этом должны быть оценены разные виды ущерба (различные экстерналиности), соответствующие разным категориям причин воздействий, разным путям распространения, и разным реципиентам (объектам воздействий).

В общем виде при оценке последствий воздействия неблагоприятных факторов на окружающую среду, включая человека, суммарный ущерб может быть представлен в виде интегрального функционала от функции воздействия [16]:

$$V_{ij} = \int_{\tau=t_1}^{t_2+p} \gamma(\tau, t_0) \iiint_{\omega, T} \psi_i [L(x, y, t), \rho_i(x, y, t), X_i(\tau), Y_i(\tau)] e^{-(\tau-t_0)\lambda(\tau, t_0)} dx dy dt d\tau,$$

где i - индекс типа реципиентов; (x, y) - координаты точек плоскости, $\omega = \{(x, y)\}$ - контролируемая часть территории, подверженной воздействию, $L(x, y, t)$ - интенсивность вредного фактора в точке (x, y) в момент времени t , $T = [t_1, t_2]$ - промежуток времени воздействия, p - длительность промежутка после конца воздействия,

в течение которого состояние "эндогенных" (X) и "экзогенных" (Y) параметров популяции и условий ее жизни считается существенно важным для прогноза величины эффекта, сам эффект продолжает контролироваться, $\lambda(\tau, t_0)$ - коэффициент дисконта в сумме с коэффициентом инфляции, $\gamma(\tau, t_0)$ - функция, переводящая оценки нагрузки (или эффектов) в денежную форму, t_0 - момент приведения разновременных эффектов, ψ_i - функциональный оператор.

Однако, даже в таком громоздком виде, представленное выражение является неполным; оно не учитывает многих различий, как в воздействиях, так и в реципиентах; кроме того, основная проблема в оценке ущерба как раз и заключается в способах перевода оценки нагрузки в денежную форму (натуральных показателей ущерба в экономические). Использовать для практических целей подобные выражения весьма затруднительно даже для сравнительно хорошо изученных эффектов. Поэтому оценки ущерба выполняются на основе определенных упрощений и развития соответствующих моделей.

Для оценки экстерналистических в экономических показателях требуется привлечение знаний из различных областей науки. Для некоторых экстерналистических относительно ясно, как их оценить в экономических показателях. Однако, многие экстерналистические не являются явно выраженными в денежной форме в силу своей природы. Тем не менее, мы имеем право также измерять их в экономических показателях. Обоснованность такого подхода заключается в следующем [3,4,7,8]:

- очевидно, что индивидуумы согласны тратить часть своих ресурсов (время или деньги) в обмен на товары и услуги, которые не обязательно продаются на рынке (например, хорошее здоровье или удовольствие от развлечений) - это подтверждается практикой и социологическими опросами;
- очевидно, что индивидуумы желали бы получать компенсацию за риск здоровью или другие нежелательные явления (например, более высокую зарплату за работу в более опасных условиях);
- некоторые рыночные цены неявно отражают нежелательность определенных эффектов (например - цены на недвижимость в зависимости от близости к местам размещения опасных или экологически вредных производств).

Таким образом мы можем оценить многие экстерналистические в экономических показателях с достаточной степенью определенности. Для этого могут использоваться различные прямые и косвенные методы, развиваемые в различных социально-экономических теориях [3,4,7,8,22].

В последнее время в комплексных оценках экстерналистических широко используется, развитый более 20 лет назад, обобщенный *метод функции ущерба*,^{*)} сочетающий в себе многие подходы из развитых ранее методов и позволяющий оценить величину многих экстерналистических (ущербов) в экономических показателях [4,7-9,11,15,19]. В этом методе используется характеризующее величину ущерба функциональное соотношение между параметрами воздействий (например, вредных выбросов) и величиной экономического ущерба, как результата этих воздействий. Чаще всего под функцией ущерба понимают зависимость доли утраченных потребительских свойств элемента окружающей среды (в том числе здоровья человека) от внешних (характера воздействия, состояния окружающей среды и др.) и внутренних (самого элемента) характеристик. Эта функция может быть записана как в безразмерном виде, изменяясь от 0 (отсутствие ущерба) до 1 (полная утрата элемента), так и в размерном виде, определяя величину ущерба в натуральных или в экономических показателях.

Метод функции ущерба базируется на экономических оценках, использующих концепции "готовности платить" за определенный товар или услугу, за право пользования различными благами (такими как, например, красивый пейзаж), а также за то, чтобы избежать ущерба (или риска ущерба) вследствие деятельности различных объектов полного топливного цикла производства электроэнергии, или "согласия на компенсацию" при наличии ущерба (риска ущерба).

Эта методология основывается на двух предпосылках:

- экстерналистические относятся к ущербам здоровью, окружающей среде, и другим явлениям, которые ценят индивидуумы; следовательно, методология оценки ущербов должна использовать существующие научные знания об этих эффектах;
- экстерналистические являются экономическими категориями по своей природе, даже если некоторые из них в настоящее время нельзя непосредственно выразить в денежной форме; поэтому, методология должна обеспечивать возможность их приближенной оценки в экономических (денежных) показателях.

Для оценки любого воздействия на окружающую среду (например, от загрязняющих выбросов) необходимо детально рассматривать (моделировать) соответствующие *цепочки воздействий* (поллютив-

^{*)} Метод "функции ущерба" (Damage Function Approach) полностью эквивалентен методу "цепочек воздействия" (Impact Pathway Approach), или "приоритетных цепочек воздействия", или "поллютивных цепочек", описываемому в ряде отечественных и зарубежных исследований [9,15-17].

ные цепочки). Для экономической оценки воздействий от генерации загрязнений соответствующая поллютивная цепочка выглядит следующим образом [4,16-18]:

параметры генераторов загрязнений ⇒ параметры выбросов в среду ⇒ параметры загрязнения окружающей среды ⇒ параметры загрязнения контактной среды ⇒ параметры состояния реципиентов ⇒ натуральные последствия поллютивных нагрузок при воздействии загрязнений на реципиентов ⇒ экономическая оценка поллютивных нагрузок на реципиентов.

В принципе оценки по поллютивной цепочке на разных стадиях требуют использования разных подходов, методов, моделей, баз данных и т.д.

В упрощенном варианте последовательность этапов оценки с помощью цепочек воздействия состоит из пяти стадий [4,8]:

1. характеристика технологии, включая характеристики выбросов и других источников воздействия;
2. моделирование распространения выбросов с последующей оценкой концентрации загрязнений;
3. оценка воздействий на здоровье человека и экосистемы в натуральных показателях;
4. оценка воздействий в экономических показателях (перевод натуральных показателей ущерба в экономические);
5. определение суммарной величины экстерналистностей, т.е. той доли экономического ущерба, которая не учитывается в цене электроэнергии.

Например, применяемый для оценки воздействия на окружающую среду атмосферных выбросов электростанций метод "функции ущерба" заключается в следующем [4,8,9,11,19]:

На первой стадии выясняется какие загрязняющие вещества выбрасываются энергообъектом в окружающую среду и какие виды воздействий (рисков воздействий) возникают в результате этих выбросов (обычно эту стадию называют *идентификацией*). Состав выбросов определяет характер воздействий на здоровье человека и окружающую среду. Загрязняющие выбросы энергетических объектов распространяются в пространстве, рассеиваются, и в ряде случаев претерпевают химические превращения.

На второй стадии оцениваются изменения концентраций загрязняющих веществ и соответствующие химические превращения, являющиеся результатом переноса, рассеивания и трансформации выбросов (стадия *распространения*). На эти процессы существенное влияние оказывают климат; направление, величина и распределение скорости ветра; характер подстилающей поверхности, физические и химические характеристики поллютантов и др. Увеличение концентрации вредных веществ в атмосфере, приводит к росту воздействий на здоровье и окружающую среду.

На третьей стадии используются различные модели и методы развитые в эпидемиологии и экологии, чтобы оценить результат этих воздействий в натуральных показателях (стадия *квантификации*). Воздействию подвергаются население, объекты живой и неживой природы, а также вся социальная и хозяйственная инфраструктура (в том числе исторические памятники и выдающиеся произведения искусства). На этой стадии вначале определяется количество и характеристики объектов (включая население) подвергаемых риску воздействия, а затем оценивается величина этих возможных воздействий, представляющая собой статистически значимую величину потерь (например, количество дополнительных заболеваний, или величина потерь урожая), но, как правило, не определяющую конкретные объекты потерь.

На четвертой стадии результаты этих воздействий (ущербы), выраженные в натуральных показателях (например, степень увеличения респираторных заболеваний), пересчитываются в экономические показатели (эту стадию называют *монетизацией*). В экономике существует много способов, позволяющих переводить натуральные показатели ущерба здоровью и окружающей среде в экономические. Некоторые из них будут рассмотрены в нашем обзоре.

Наконец, на пятой стадии определяется, какая часть экономического ущерба от выбросов уже учтена в частных (внутренних) издержках (интернализирована). На этом же этапе могут быть сделаны предложения по способам интернализации остаточного ущерба (эту стадию называют *интернализацией*).

* * *

Следует отметить, что хотя описанная выше методология оценки является достаточно разработанной, реальные оценки на каждой стадии (даже на стадии идентификации) зачастую оказываются комплексными, чрезвычайно трудоемкими и подверженными значительным неопределенностям. Данный подход по своей сути является микроэкономическим, в котором детально анализируются отдельные объекты выбросов и соответствующие процессы приводящие к определенным последствиям воздействия на состояние отдельных объектов окружающей среды, включая состояние (благополучие) индивидуумов (хотя на конечной стадии анализа используется агрегирование), в отличие от различных макроэкономических

ческих подходов, анализирующих ущерб обществу (или народному хозяйству в целом) (см., например, [20-22]).

3 Понятие ценности экологических^{*} товаров и услуг. Потери, затраты, выгода

Ценность представляет собой чистую выгоду (или чистые потери), получаемую в результате использования каких-либо товаров или услуг. Природные ресурсы обладают различными видами ценности: экономической, эстетической, нравственной, экологической и др., которые, как правило, проявляются только в контексте человеческой деятельности. Изменения в экосистеме, которые не оказывают никакого воздействия на ощущения и возможности человека, не имеют экономической ценности. Следует, однако, отметить, что хотя в центре всех социально-экономических моделей стоит человек, понятие ценности может быть соотнесено с другими негуманитарными категориями. Так один из новых разделов философии, получивший название энвайронментальной этики, рассматривает такие вопросы нравственной ценности, как, например, могут ли иметь права (например право на существование) животные и растения, могут ли они чувствовать и иметь душу [23]. Или, например, экологи, которые изучают взаимосвязи животных и растений в регионе, определяют ценность какого-либо вида растений или животных исходя из его значения (ценности) для существования других видов в данной экосистеме; т.е. они определяют экологическую ценность данного вида.

Экономическая ценность (стоимость) любого объекта живой и неживой природы, независимо от того является ли он вновь произведенным товаром, отдельным растением, электростанцией, или животным и т.п., определяется пользой, которую они приносят, а не их нравственной ценностью. Нравственная (духовная, моральная, эстетическая) ценность может включаться в суммарную экономическую ценность только, если услуги, предоставляемые человеку соответствующими природными ресурсами включают их нравственную ценность. В конечном счете, кто-то соглашается заплатить определенную сумму за такую услугу, а кто-то соглашается эту услугу продать за некоторую цену (экономическую стоимость). Хотя термин "экологические (энвайронментальные) товары и услуги" часто используется как синоним "природных ресурсов", он более точно описывает те природные ресурсы, которые имеют, или могут иметь в потенциале экономическую ценность. Например, водные ресурсы в энергетике определяют возможный потенциал выработки электроэнергии на гидроэлектростанциях, могут использоваться для охлаждения на тепловых и атомных электростанциях, а могут также обеспечивать снабжение питьевой водой, служить для оздоровительных процедур, отдыха, рыбалки, коммерческого рыболовства и рыбоводства, для ирригационных целей, в качестве транспортных артерий, и др. [24-27].

Всё что угодно может иметь экономическую ценность (цену), если кто-то согласен это купить или продать [28]. Это согласие заплатить или продать может существовать только при определенных гипотетических условиях и может быть ограничено географическими, временными, политическими и другими факторами, но оно подразумевает обладание определенными правами частичного или временного владения, или уступку этих прав.

Стоимость экологических товаров и услуг равна выгоде, получаемой от их использования, за вычетом затрат, связанных с их использованием. Выгода это важнейшая категория благосостояния индивидуума. Выгода может определяться разными причинами: увеличением располагаемого количества, увеличением располагаемого качества, или уменьшением ущерба, или угрозы ущерба.

Потери, обычно приводящие к дополнительным затратам - это ухудшение (уменьшение) благосостояния или стоимость упущенных возможностей (упущенная выгода) [28]. Потери определяются причинами, противоположными причинам, определяющим выгоды - уменьшением располагаемого количества и качества, или увеличением ущерба, или угрозы ущерба. Для экономических оценок потери и затраты можно определять как отрицательную выгоду, и наоборот. В экономическом анализе потери или дополнительные затраты обычно определяют как упущенную выгоду, связанную с совершенным или возможным ущербом. В данной работе мы, в основном, будем пользоваться терминами "ущерб" или "стоимость ущерба", понимая под этим величину ущерба окружающей среде, выраженного в экономических показателях, но имея, однако, ввиду, что, в результате воздействия энергетических объектов на окружающую среду, наряду с экологическими ущербами, могут возникать и экологические выгоды.

^{*}) Здесь и далее под определением "экологические" мы будем подразумевать весь комплекс проблем, связанных с окружающей средой в широком смысле, включая человека.

4 Основные подходы к измерению ущерба окружающей среде

4.1 Стоимость риска, как мера ущерба окружающей среде

Центральный вопрос данной работы заключается в определении и оценке ущербов окружающей среде от воздействия объектов энергетики^{*)}. Основной подход современной экологической экономики, состоит в том, что величина ущерба окружающей среде определяется как полная рыночная стоимость (цена) риска, которому подвергаются отдельные индивидуумы (или всё общество в целом) в результате тех или иных видов воздействия на окружающую среду [8-10,29].

Риск определяется набором всех возможных последствий воздействия на окружающую среду и распределением вероятности реализации этих возможностей. Он зависит от ожидаемой величины воздействия, или её среднего значения, и включает ожидаемые значения всех возможных последствий и соответствующие вероятности реализации этих последствий, т. е. стоимость риска является таким же ожидаемым (вероятным) показателем, как и другие ожидаемые показатели планируемых энергообъектов. Например, в моделях развития энергетики ожидаемыми значениями являются такие величины, как длительность строительства, срок службы энергообъекта, мощность блока, стоимость топлива, стоимость строительства, темпы роста нагрузки и т.д.

При перспективном планировании развития энергетики экологические ущербы и выгоды должны оцениваться до того, как воздействие на окружающую среду будет действительно иметь место - точно также как и другие ожидаемые показатели, такие как прогнозируемая нагрузка, цены на топливо, гидротехнические и метеорологические условия и др. (которые являются прогнозами, имеющими ту или степень неопределенности). В силу того, что воздействия на окружающую среду являются комплексными, что может существовать долговременная задержка между выбросом вредных веществ и результатом воздействия этого выброса, и что идентификация всех конкретных жертв этого воздействия представляется невероятной, последствия воздействия энергетических объектов на окружающую среду никогда не могут быть известны точно. Если же какие-либо конкретные жертвы могут быть идентифицированы, то можно предположить, что ущерб может быть определен в судебном порядке (хотя величину ущерба все равно трудно оценить и она также будет являться приближенной величиной).

Испытывать физическое воздействие могут все подвергаемые риску этого воздействия - например, все дышат загрязненным воздухом - а вот последствия или ущерб распределяются среди них случайно. Хотя, может быть и не совсем случайно, так как эти последствия зависят не только от экспонированной дозы, мощности дозы, времени экспозиции и т. д. - т. е. от особенностей источника риска, но и от особенностей реципиента, его состояния здоровья, иммунной системы, накопленных генетических дефектов, индивидуальных пороговых значений и т. д., а также от особенностей его поведения. Всю эту информацию (в том числе и прогнозную) иметь невозможно, поэтому и используется статистический аппарат.

Поэтому, общепринятый способ оценки стоимости риска заключается в определении ожидаемого (ежегодного) значения стоимости ущерба для различных последствий и соответствующего распределения вероятностей, которое может быть оценено, без идентификации тех, кто конкретно испытает последствия воздействия (понесет ущерб).

С помощью пятистадийного процесса оценки, описанного выше, мы можем оценить какой контингент населения будет подвержен риску ущерба в результате воздействия вредных выбросов, и в пределах диапазона неопределенности, какому количеству людей будет нанесен реальный ущерб (хотя кто именно испытает этот ущерб по-прежнему останется неопределенным).

Таким образом риск претерпевается совместно всеми членами подверженного воздействию населения, так как каждый индивидуум может, пусть и с очень малой вероятностью, получить повреждение

^{*)} Так как данная работа посвящена методологии оценок ущерба (риска ущерба) окружающей среде для условий рыночной экономики, основывающихся на использовании равновесных цен (или их социально-экономических "эквивалентов"), мы не будем детально рассматривать обширный спектр отечественных исследований, основанных на использовании издержек (при микроэкономическом анализе) и потери ВВП (при макроэкономическом анализе). Однако, учитывая высокий уровень отечественных работ по различным аспектам анализа техногенного воздействия на окружающую среду, следует использовать многие отечественные разработки, особенно в таких вопросах как методы прогнозирования "факторов влияния, состояния и восприятия", методы детализации и агрегирования, классификация ущербов и методов, и т.д.

(травму, болезнь, и даже смерть, ущерб собственности, и т.д.). В таком контексте **основное положение экологической экономики заключается в том, что стоимость (цена) экологического риска, связанного с каким-либо вредным выбросом, или каким-либо другим экологическим воздействием, равна денежной сумме, которое среднестатистический индивидуум заплатил бы за избежание риска, или, наоборот, сумме компенсации, которая потребовалась бы, чтобы побудить его претерпевать этот риск добровольно [10,30,31].** Это и есть тот риск, претерпеваемый всеми членами общества, стоимость, которого мы хотим оценить.

В случае воздействия на здоровье человека рассматриваемая проблема никак не связана с вопросом о возможности (а также этичности и целесообразности) определить стоимость жизни отдельно взятого человека. На самом деле, мы рассматриваем риск смерти или болезни, который разделяется между всеми членами подверженного определенному вредному воздействию населения, что и используется для экономических оценок (этот вопрос обсуждается подробно в разделе 9). То же самое относится практически ко всем экологическим рискам. Хотя часто мы не знаем точно каким конкретно животным, растениям, памятникам культуры будет нанесен ущерб в той или иной форме, кто конкретно из отдыхающих пострадает от уменьшения возможностей для отдыха, и т. д., но мы можем определить какие и сколько животных, растений, памятников культуры, отдыхающих и др. подвергнутся риску ущерба^{*)}.

Использование риска, как основы для экономических оценок может быть пояснено на аналогии со страхованием. Актуарная стоимость страховки есть ее ожидаемое значение, определяемое интегрированием экономических ущербов от всех последствий по всему распределению вероятностей этих последствий. В простейшем случае, вероятность события (или последствий) умножается на его стоимость (ущерб), чтобы получить ожидаемое значение (ежегодное) стоимости риска этого ущерба. Так, например^{**)}, если ожидается, что в каком-либо районе в течение года один из 30000 детей может заболеть спонтанным раком щитовидной железы (в вероятность которого определенную долю вносит и радиационное загрязнение окружающей среды, связанное с аварией на Чернобыльской АЭС), и если средняя стоимость (цена) этого риска - т.е. средняя сумма, которую родители каждого ребенка ежегодно согласны платить, чтобы избежать риска смерти от этого заболевания - равна 30 рублям в год, тогда полная стоимость риска будет равна 900000 рублей. Т. е. общество в целом (родители всех 30000 детей) должно согласиться заплатить 900000 рублей, чтобы застраховаться, что ни один ребенок не будет подвержен риску смерти от этого заболевания (по зарубежным данным стоимость полного излечения рака щитовидной железы у ребенка составляет около 20000 долларов или 600000 рублей). В принципе, государство само может осуществить такое страхование, или возложить его на атомную энергетику.

Таким образом **средняя величина согласия платить или согласия на компенсацию для каждого индивидуума подверженной воздействию группы населения, помноженная на численность этой группы, дает в результате ожидаемое значение социальной стоимости экологического риска для этой группы населения.**

Часто определяют несколько различных групп населения так, чтобы внутри каждой группы на долю каждого индивидуума приходился бы приблизительно одинаковый риск. При этом разные группы населения могут подвергаться разному риску. Например, можно определить разные группы населения, проживающего в разных концентрических кольцах вокруг электростанции. Те, кто проживает ближе к электростанции будут подвергаться большему риску здоровью, чем те, кто живет дальше. Аналогично, население может быть разделено по возрастным группам. Дети и пожилые люди могут подвергаться большему риску, чем лица среднего возраста, при одной и той же экспозиции какому-либо загрязнению. Таким образом, для общества в целом, при оценке стоимости ущерба может потребоваться разбиение, а затем агрегирование по группам населения, но и здесь будет применяться все тот же изложенный выше подход.

4.2 Стоимость компенсации, стоимость контроля и стоимость ущерба

Экономическое значение экологических рисков может основываться на ряде различных способов измерения.

^{*)} Хотя в этой работе основное внимание уделяется методам экономической оценки экологических рисков, следует подчеркнуть, что для того, чтобы правильно понимать и оценивать эти риски в натуральных показателях существует настоятельная необходимость улучшения наших представлений о цепочках физико-химических и биологических превращений, являющихся результатом воздействия на окружающую среду выбросов энергетических установок.

^{**)} Этот пример был нам любезно предоставлен Р.В.Арутюняном (ИБРАЭ РАН).

Одним из принятых способов измерения затрат, связанных с ущербом окружающей среде, является **стоимость компенсации или смягчения последствий**. Например, можно измерить стоимость ущерба в результате загрязнения воздуха фермеру, чей урожай снизился в результате выбросов электростанции, стоимостью удобрений, необходимых для компенсации уменьшения урожая [32,33]*).

Другой аналогичный пример можно привести в отношении компенсации возможного ущерба, связанного с глобальным потеплением в результате роста концентрации CO₂ в атмосфере. Соответствующая стоимость ущерба для населения Голландии в результате подъема уровня мирового океана и возможного затопления значительных территорий оценивается по стоимости строительства защитных дамб, которые могут воспрепятствовать процессу затопления[34].

Другой основой оценки стоимости ущерба является **стоимость предотвращения (контроля)** причины воздействия. Это требует оценки стоимости снижения выброса до нуля или до некоторого безопасного уровня, при котором отсутствуют последствия воздействия. Эта стоимость может основываться на стоимости скрубберов и других устройств, установленных для удаления вредных веществ из дымовых газов, или на стоимости перехода на другие незагрязняющие энергоресурсы (например, использование солнечной энергии).

В общем случае, общество желает платить за минимальную полную социальную стоимость одного из вариантов производства электроэнергии. Однако, типичная проблема в анализе ущерба окружающей среде заключается в определении стоимости остаточных экологических рисков после очистки выбросов, предпринятой энергокомпанией.

Так как энергокомпании не учитывают стоимость остаточного ущерба окружающей среде (вследствие чего эта стоимость и называется внешней стоимостью, или экстернальностью), они не осуществляют выбора мер контроля выбросов на основе потенциальной выгоды этих мер для общества. Энергокомпании не имеют никаких побудительных причин платить за меры дополнительного контроля сверх того уровня, который предписывается им регулирующими органами.

Следует, однако, отметить, что потенциальная выгода от использования контроля равна стоимости предотвращенного ущерба, которую, также как и для остаточного ущерба, необходимо уметь оценить. Нельзя определять выгоду контроля приравнивая её затратам на осуществление контроля. Поэтому одной из наиболее важных целей оценки стоимости ущерба является определение экономически эффективного уровня контроля, для чего требуется определить стоимость ущерба, предотвращенного в результате этого контроля. Это именно тот ущерб, который мы пытаемся оценить с помощью методов экологической экономики.

Третий способ измерения ущерба- определение **экономических потерь (стоимости ущерба)**, связанных с воздействием на окружающую среду соответствующего варианта производства электроэнергии (полного топливного цикла). Продолжая пример с потерей урожая, экономический ущерб может быть оценен величиной потери урожая и рыночными ценами на этот урожай, что составляет потерю экономического дохода фермера.

Стоимость ущерба более соответствует реальной стоимости экологического риска, с которым сталкивается общество. Однако, при отсутствии оценок стоимости возможного ущерба, наиболее подходящим способом оценки экологической стоимости риска может оказаться стоимость контроля. Например, нет возможности оценить полную стоимость ущерба в результате глобального потепления, так как его потенциальные последствия неизвестны и крайне спекулятивны. Известно только одно, что ущерб может быть катастрофическим. Если общество принимает решение о необходимости избежания риска парникового эффекта, тогда уместной мерой стоимости этого риска может быть стоимость предотвращения этого эффекта, а если полное предотвращение окажется невозможным, то - стоимость замедления или сдвига начала изменения климата. Эта методология часто используется в последних работах для оценки потерь, связанных с глобальным потеплением [9,10,34-36]. Для других экологических ущербов в качестве основы для оценки обычно пользуются стоимостью последствий воздействия (ущерба).

*) Следует отметить, что данный подход основан на исчислении издержек фермера (без его согласия на компенсацию), а не цены (стоимости), по которой фермер может согласиться на определенное снижение урожайности. На самом деле, учитывая, что применение удобрений может приводить наряду с положительными и к отрицательным эффектам, фермер может назначить более высокую цену компенсации.

5 Оценка стоимости (цены) риска ущерба

5.1 Согласие платить и согласие получать компенсацию

Важный вопрос - как оценивать экологические риски с помощью методов, основанных на согласии платить^{*)} (СП) и согласии получать компенсацию (СК)? В этих методах выгода или затраты определяются обычно максимумом СП или минимумом СК. Выбор в использовании этих методов связан с определением прав собственности, которые для многих общественных (используемых коллективно) товаров и услуг (в том числе природных ресурсов) не всегда можно четко определить. По существу, методы СП и СК - это развитие понятия равновесных (рыночных) цен на товары и услуги (когда покупатель "согласен платить", а продавец "согласен на соответствующую денежную компенсацию") на экологические блага, или товары и услуги (включая риски ущерба), которые не имеют рынка.

Экономисты считают методы СП и СК почти идентичными. В [37] показано, что до тех пор пока изменение дохода потребителя не влияет на его потребности, и до тех пор пока изменение цен оказывает лишь незначительный эффект на структуру расходов на различные товары и услуги, эти два метода (СП и СК) дают не очень отличающиеся оценки. Даже если эти условия выполняются лишь приблизительно, разница между результатами применения СП и СК будет незначительной. Это утверждение согласуется с тем, что в течение долгого времени наблюдается в отношении рыночных товаров и услуг. Поэтому при оценках экологического ущерба (рисков ущерба) методы СП и СК считались в основном взаимозаменяемыми.

Эта ситуация изменилась с развитием метода контингентных оценок^{**)} (случайной выборки), единственной методики, способной реально оценивать как величину СП, так и величину СК. В одной из первых работ по применению обоих методов величина СК оказалась примерно в четыре раза больше величины СП [40]. Последующие контингентные оценки также устойчиво показывали превышение величин СК над СП [41]. Естественно, специалисты начали искать объяснения этому явлению.

Было обнаружено несколько причин расхождения между этими двумя методами (СП и СК). Чрезвычайно большие (иногда - неограниченно большие) величины СК могут указывать на то, что предложение отвергается. Эти заявления (ответы на вопрос о величине компенсации, на которую согласен опрашиваемый) часто рассматриваются как протест, выражаемый респондентом в отношении предлагаемого ему проекта (действия), который представляется ему неблагоприятным или неправильным (незаконным) [41]. Такие заявления имеют важное значение для планирования размещения энергетических объектов, так как они могут показывать реакцию общественности на экологический риск.

В ряде случаев были получены завышенные (но не чрезвычайно высокие) величины СК [42,43]. Такие расхождения может объяснить гипотеза "осторожного потребителя". Она утверждает, что респонденты часто недостаточно знакомы с вопросом, на который им предлагается ответить, не составили ещё определенного мнения, не имеют времени, чтобы продумать ответ на предложение опрашивающего, или испытывают отвращение к любому дополнительному риску.

Другой вариант объяснения расхождений между величинами СП и СК дает "теория ожидания" (prospect theory), которая предполагает, что уменьшение благосостояния при потере некоторой суммы дохода ощущается гораздо острее, чем увеличение благосостояния при увеличении дохода на ту же сумму (т.е. благосостояние индивидуума является нелинейным от величины дохода и зависит от направления изменения дохода) [44]. Иными словами, потерянный рубль ценится больше, чем найденный. В результате, если методика контингентной оценки предполагает, что индивидуум должен отдать товар, которым он владеет в настоящее время, или на который он имеет права, то потребуются гораздо большая величина компенсации, чем сумму которую он уплатил бы за приобретение этого товара. Этот вывод еще более справедлив в отношении общественной собственности на природные ресурсы, так как в этом случае ответом вопрос о величине СП или СК часто является результат "всё-или-ничего", обостряя осознаваемую степень потерь, которые должны быть компенсированы.

Еще одно объяснение превышению СК над СП связано с эластичностью цен при исчислении дохода, которое состоит из собственно величины эластичности дохода и эластичности замещения общественных благ другими товарами или услугами [45]. Если существует возможность получить выгоду от использования рассматриваемых товаров или услуг, то, вероятно, что эластичность замещения будет велика. Если

^{*)} Здесь понятие "согласие платить" полностью эквивалентно понятию "готовность платить".

^{**)} О методах контингентной оценки см., например, [38,39].

в данном товаре нет ничего особо уникального, то ряд других товаров и услуг может (с некоторой степенью неполноты) заменить этот товар. Высокая эластичность замещения приводит в результате к незначительному расхождению в величине СП и СК. Однако, если предлагаемое действие приводит к значительным необратимым изменениям, и если данный товар или услугу почти ничем заменить, то эластичность замены будет, по-видимому, небольшой. Такие условия приведут к большой разнице между величинами СП и СК. Если возможности замещения уменьшаются, или если природные ресурсы становятся чрезвычайно редкими, расхождение между результатами оценок этими двумя методами будет увеличиваться.

Еще одна причина, приводящая к увеличению разницы между СП и СК, может возникать, когда большие по величине или необратимые воздействия будут разрушать рассматриваемые товары или услуги, или значительно их изменять. Конфискуемая собственность дороже оценивается индивидуумом, чем та же собственность при добровольной ее продаже, так как имеется стремление к компенсации неравенства, даже если оно является осознаваемым неравенством.

Выбор между СП и СК зависит от разных факторов: правовых, философских, полезности. В США регулирующие организации штатов могут предписывать использовать тот или иной метод или определять условия, при которых какой-либо из этих методов может быть использован. Например, оценки стоимости реабилитации радиационно загрязненной территории косвенным образом используют методы СК [46].

Отношения прав собственности также могут определять метод (СП или СК), который следует применять для оценки ущерба. Держатели прав собственности на какой-либо ресурс могут иметь право как на существующее качество, так и количество рассматриваемого ресурса. При этом, если какое-либо решение (действие) других участников экономического процесса, включая государство, может привести к полному разрушению (уничтожению) ресурса, вопрос о том, сколько Вы согласны заплатить, чтобы избежать этого действия, может рассматриваться как экономический рэкет, подобно тому "Сколько Вы готовы мне заплатить, чтобы я не поджег Ваш дом?".

Однако, часто права собственности на рассматриваемые блага не ясны. Ресурсы, находящиеся в общественной (коллективной) собственности не имеют хорошо определенных держателей прав этой собственности. В таких случаях применение любого из этих методов не может быть полностью обоснованным и ни один из этих методов не может быть всецело неверным. При этом может оказаться необходимым использовать как методы СК, так и методы СП. Методы СП должны использоваться для минимальных оценок (оценок снизу), тогда как методы СК - для максимальных оценок.

В ряде случаев, прежде чем принять решение о применении того или иного метода оценки, следует предопределить кому должны принадлежать права собственности на оцениваемый ресурс. Например, законодательные органы могут определить либо загрязнителя, либо население в качестве держателей прав собственности на определенную территорию. Если загрязнитель имеет право собственности - ущерб от загрязнений, претерпеваемый теми, кто, по определению, не имеет прав собственности на эту территорию, должен оцениваться по величине их "согласия платить" за то, чтобы избежать этого загрязнения. Напротив, если держателем прав собственности является подвергаемое воздействию загрязнений население, а не загрязнитель, то ущерб от загрязнений измеряется общественным "согласием на компенсацию" за добровольно претерпеваемый риск [47].

В итоге, значения СП более подходят в тех случаях, когда те, кто рискует понести ущерб, не имеют прав собственности на подвергаемые этому ущербу природные ценности. Значения СК более подходят, когда те, кто подвергаются риску, обладают правами собственности [48].

Однако, уже оцененные для разных условий значения СП за снижение риска являются, по-видимому, единственными реально доступными для использования в наших оценках стоимости риска ущерба окружающей среде (о значениях СП и СК для риска здоровью см. раздел 8). Отмечается большое число исследований с определением величины СП для разных экологических ресурсов, тогда как имеется лишь ограниченное число работ по оценке величины СК. Анализ показывает, что СП обычно недооценивает ущерб и, по-видимому, значительно. Поэтому, если экономическая эффективность потенциального варианта (энерготехнологии) весьма чувствительна к величине ущерба (риска ущерба), оцененной с использованием СП, может оказаться необходимым дальнейшее уточнение стоимости ущерба методом СК.

5.2 Характеристика разных рисков

Риск определяется набором всех возможных откликов на возмущение окружающей среды и соответствующих вероятностей реализации этих откликов. Вывод функции риска, которая описывает физиче-

ские, химические, биологические, психологические и другие отклики на различные виды воздействий является серьезной задачей для специалистов и поэтому трудность прогнозирования агрегированного отклика экосистемы на возмущение окружающей среды может оказаться самым большим препятствием для оценки стоимости риска ущерба окружающей среде для разных топливных циклов производства электроэнергии. Однако, возможность измерять и прогнозировать последствия любого воздействия подтверждается практикой. По мере развития представлений об окружающем нас мире, процессах и лежащих в их основе фундаментальных законах появляются новые и новые методы оценки - новые функции вероятности (зависимости "доза-эффект"). Поэтому трудность и присущая неопределенность оценки и прогнозирования экологического риска, связанного с потреблением энергетических ресурсов, являются проблемами того же порядка, что и неопределенности роста нагрузки или цен на топливо, имеющие место в традиционных задачах прогнозирования развития энергетики.

5.2.1 Ощущаемый или актуарный риск

Большинство оценок, используемых в анализе ущерба окружающей среде от деятельности энергетических объектов, являются прогнозными (ожидаемыми, наиболее вероятными) величинами, часто основанными на экспертных заключениях [49]. Некоторые из них связаны с достаточно ясными и вполне предсказуемыми последствиями, хорошо описываемыми определенными физическими закономерностями. Другие являются статистически обоснованными с различной степенью точности (подтверждаемыми опытом эксплуатации энергообъектов).

Страховые компании определяют страховую премию, в значительной мере, ожидаемым значением потерь, которые в свою очередь определяется как вероятностью, так и стоимостью различных последствий. Величина этой премии может быть названа актуарной стоимостью, а страхуемый риск, соответственно, актуарным риском.

Индивидуумы, которые претерпевают риск, могут, однако, воспринимать его по-разному [29]. Возможные последствия, которые специалисты считают несущественными, могут весьма беспокоить общественность. Аналогично, вероятности реализации определенных нежелательных последствий, могут казаться гораздо большими, чем в действительности. Это несоответствие между ощущаемым и действительным риском может инициировать завышенную величину "согласия платить" за то, чтобы избежать этот кажущийся более высоким риск, превышающий действительное значение риска. Соответственно, на экономическое поведение индивидуумов может непосредственно повлиять их восприятие риска.

Может показаться, что если оценки стоимости риска были выполнены специалистами, то воспринимаемый общественностью (кажущийся) риск можно не принимать во внимание (не оценивать). Но, если люди согласны платить за избежание риска и воспринимают этот риск, как гораздо более высокий, чем оцененный экспертами или актуарный риск, то использование в анализе значений актуарного риска приведет к недооценке экономической величины риска. И наоборот, если они воспринимают риск, как меньший, чем есть на самом деле, то экономическая величина актуарного риска переоценивает стоимость риска.

Следовательно, хотя актуарные (статистические) значения риска (и стоимости риска) являются объективно существующими, измеряемыми и в большинстве случаев вполне приемлемыми для оценок, лица, принимающие решения, должны быть осведомлены и учитывать обстоятельства, в которых воспринимаемые людьми риски сильно отличаются от актуарных рисков.

5.2.2 Неограниченно большая стоимость риска

Как уже отмечалось выше, в экономическом анализе используется обычно ожидаемое (наиболее вероятное, среднее, возможное и т.п.) значение оценки стоимости ущерба (риска ущерба) [29]. Ожидаемые значения являются, по-видимому, единственными полезными для анализа показателями, но они не представляют всего набора возможных последствий.

Использование ожидаемых значений может приводить к неправильному учету (отношению к) маловероятных, но очень тяжелых (дорогостоящих) последствий. Особое внимание уделяется катастрофическим последствиям. Во многих директивных документах по охране окружающей среды рекомендуется рассматривать "наихудший вариант" последствий, которых, если они достаточно серьезны, следует избегать путем альтернативных решений.

Возможный ущерб окружающей среде от какой-либо технологии может условно считаться бесконечным, либо когда стоимость экологического риска значительно превышает прямую выгоду от использо-

вания этой технологии, либо когда такой риск запрещен по моральным или юридическим соображениям. Например, в США в соответствии с "Законом о видах, подвергаемых опасности исчезновения" (U.S.C. §§ 1531 - 1544), ни один из владельцев энергетических объектов не имеет права причинять вред находящимся под угрозой исчезновения биологическим видам. Если даже предприниматель будет согласен на принятие к нему официальных юридических санкций, то ни один регулирующий или контрольный орган не может выдать ему лицензию на строительство и эксплуатацию соответствующего объекта.

Моральные (этические) соображения, в дополнение к официальным запретам, могут также приводить к неограниченной стоимости риска ущерба, что создает большие проблемы при контингентной оценке "согласия на компенсацию". Обычно, в таких исследованиях пытаются вывести средние значения "компенсации" для репрезентативной выборки из населения района, которые затем применяются ко всему населению в целом, чтобы оценить полную сумму компенсации, необходимую для того, чтобы население согласилось претерпевать экологический риск. Вопрос при контингентной оценке обычно формулируется в следующем виде: "Какая сумма могла бы компенсировать Ваше согласие претерпевать определенный (тот или иной) экологический риск?". Респонденты иногда отвечают, что для него никакая сумма не может для него компенсировать указанный риск - стоимость этого риска бесконечна. Имея даже один ответ о бесконечной стоимости, при простом суммировании ответов мы получим, что стоимость этого риска для общества в целом будет также бесконечна. Традиционно, исследователи просто отбрасывают такие ответы, как протестные, не вполне корректно пытаясь получить интересующую их оценку стоимости [41]. Если значительное число респондентов дают бесконечную оценку, проблема, которая приводит к таким оценкам, скорее всего не поддается экономическому анализу, а должна скорее рассматриваться как вопрос политики (социальной, экологической, национальной и т.д.).

Уникальность рассматриваемых ресурсов, по-видимому, коррелирует с чрезвычайно высокими оцениваемыми значениями, которые можно считать неограниченными [45]. Обзор таких случаев дает строгое эмпирическое подтверждение, что если имеется угроза существованию исчезающих ресурсов окружающей среды, люди начинают ценить их всё дороже, и поэтому их стоимость может увеличиваться экспоненциально [50]. Уникальность природных ресурсов и осознание необходимости строгого соблюдения прав собственности требуют крайней аккуратности в оценке стоимости риска ущерба.

5.2.3 Очень малая стоимость риска

Если либо вероятность какого-либо последствия, либо величина его ущерба близки к нулю, величина риска также будет стремиться к нулю. Например, падение метеорита на город хотя и может привести к чрезвычайно серьезным последствиям, но его вероятность настолько мала, что это явление игнорируется в повседневной жизни. Вероятность того, что люди, проживающие с наветренной стороны и на достаточно большом расстоянии от электростанции, подвергнутся воздействию загрязняющих выбросов этой станции, также очень мала. Может быть имеет смысл установить пороговые значения вероятностей для определенных рисков, ниже которых риски полагались бы равными нулю (аналогично тому как устанавливаются пороговые значения для воздействий, ниже которых риск ущерба отсутствует). Однако существует проблема, когда актуарная вероятность близка к нулю, а рассматриваемые последствия могут оказаться катастрофическими. При вероятности близкой к нулю и ограниченной стоимости ущерба можно считать, что риск тоже равен нулю. Но при неприемлемых для общества (катастрофических) последствиях риск можно считать бесконечным. В этом случае ничего не остается как определять набор возможных последствий и оценивать характер связанных с ними вероятностей и ущербов. Такие риски рассматриваются наиболее эффективно вне рамок экономической оценки (см. раздел 7.3).

Важно различать экологический ущерб, который является значительным для тех, кто его претерпевает, и экологический ущерб, который является значительным при экономической оценке той или иной энерготехнологии. Некоторые ущербы могут быть крайне высоки (неприемлемы) для тех, кто должен их претерпевать, но быть тривиальными в контексте других ущербов энергетических технологий. Локализованные воздействия, которые затрагивают только небольшое число индивидуумов, как правило, не могут быть связаны с экономически значимыми рисками полного топливного цикла производства электроэнергии. Хотя последствия могут оказаться чрезвычайно дорогими для нескольких подверженных воздействию индивидуумов, внешняя стоимость рассматриваемого энергоресурса, представляемая как ущерб на единицу производимой электроэнергии (или удельный ущерб) может оказаться незначительной. В этом случае прямая выгода должна быть использована на то, чтобы уменьшить риск для этих индивидуумов (принятие защитных мер) или принять альтернативные решения (переселить жителей, разместить технологию в другом месте и т.д.). Это, однако, не имеет никакого отношения к потенциальной уголовной или гражданской ответственности за лишение человека жизни или нанесение ущерба его

имуществу. Мы имеем дело лишь с экономической оценкой **риска** для жизни, используемой для выбора варианта энергоснабжения. Величина риска пусть и значительных экономических потерь для небольшого числа индивидуумов не может оказаться настолько большой, чтобы воздействовать на предпочтение одного варианта над другим по экономическим соображениям (с учетом полной социальной стоимости).

Следует отметить, что агрегирование и округление оценок также может привести к ошибочной оценке нулевой стоимости риска в ситуации, когда небольшая величина ущерба претерпевается каждым из большого числа индивидуумов. Полагая в результате округления ущерб каждому индивидууму равным нулю, вместо суммирования малых ущербов по всему подверженному воздействию населению, можно получить в результате неверную оценку ущерба, равную нулю.

Ошибочная интерпретация регулирующих норм также может приводить к ошибочным оценкам нулевого ущерба, ситуация наиболее часто встречающаяся в отношении разного рода нормативных ограничений выбросов. Часто от энергетиков можно услышать "Если выбросы объекта не превышает допустимых концентраций или разрешенной валовой величины, определяемых контрольными (санитарно-гигиеническими) органами, то объект не наносит никакого ущерба окружающей среде. Однако, нормы выбросов практически никогда не устанавливаются на уровне, при котором можно ожидать полное отсутствие каких-либо воздействий. Кроме того, экологический ущерб отражает экономическую оценку риска, претерпеваемого обществом в результате загрязняющих выбросов, безотносительно к допустимому уровню выброса. Любая фиксируемая величина выброса может создавать риск, не имея значения насколько малый. Нормы на выбросы уменьшают величину рисков, которые в противном случае (при их превышении) имели бы место, но практически никогда не уменьшают риск до нуля.

Нулевые значения ущерба могут быть также определены соответствующими директивными документами. Регулирующая инстанция может полагать, что ущербы, претерпеваемые жителями территорий, находящихся в другой юрисдикции, не учитываются. Например, регулирующие органы США не заставляют энергокомпании учитывать воздействие их выбросов на Канаду. Аналогично, регулирующий орган может принять, что экспозиция некоторому произвольно малому количеству определенного вещества дает нулевой риск.

Наконец, нулевой ущерб может быть получен в результате невозможности вывести экономическую величину некоторых экологических рисков. Например, в настоящее время считается, что электромагнитные поля от линий электропередачи не оказывают никакого воздействия на здоровье человека, поэтому стоимость ущерба здоровью равна нулю. Но ситуация в корне изменится, если в результате новых эпидемиологических исследований последствия таких воздействий будут обнаружены.

Недостаток теоретического обоснования, данных, или методов может сделать любую оценку ущерба необоснованной. Обращение с такими рисками, которые невозможно оценить в экономических показателях, обсуждается в разделе 7.3.

5.2.4 Неприятие риска

Существенное значение в экономических оценках риска является то, что люди испытывают отвращение (относятся неприемлемо) к дополнительному нескомпенсированному риску [44]. Это не означает просто, что людям не нравятся неблагоприятные последствия. Скорее неблагоприятные последствия являются гораздо «хуже», чем эквивалентные благоприятные последствия - «лучше». Как уже отмечалось в разделе 5.1, потенциальная потеря одного рубля уменьшает благосостояние больше, чем приобретение одного рубля его повышает. Неприятие риска является одним из объяснений иногда существенного расхождения между величинами СК и СП [48].

По мере возрастания риска возрастает стоимость риска ущерба для индивидуума. Увеличение приростной стоимости риска (при изменении риска на одну и ту же величину) относится к проблеме кумулятивного эффекта. Например, дополнительное значение (прирост) стоимости риска здоровью может увеличиться, если фоновый уровень загрязнения, а соответственно риска здоровью (при этом фоновом уровне) возрастет.

Некоторые факторы риска могут подвигнуть людей на разную реакцию, даже если риски имеют равную вероятность и стоимость. Среди этих факторов находятся страх, невозможность контроля, необычность явления, порождающего риск, понимание необратимости последствий и т.д. Люди реагируют на эти характеристики риска непредсказуемым образом. Например, боязнь явно коррелирует с воспринимаемым риском. Так как более высокое воспринимаемое значение риска вызывает сильное желание этот риск уменьшить, люди требуют принятия более жестких регулирующих норм. Эти факторы воздейству-

ют на величину СП или СК, и определяют, по-видимому, величину превышения стоимости возможного ущерба, определяемого на основе агрегированной оценки стоимости риска, над стоимостью ущерба, подсчитываемому по сумме издержек.

6 Границы оценок экологического ущерба (риска ущерба)

6.1 Ущерб на разных стадиях топливного цикла, ущербы смежных производств

Ущерб окружающей среде возникают при различных видах деятельности, связанных с производством электроэнергии, таких как добыча топлива, производство материалов и оборудования, которые будут использованы при строительстве энергоблока, перевозка топлива, собственно производство и передача электроэнергии, обращение с отходами, вывод энергоблоков из эксплуатации, реализация мер энергосбережения, и т.д. В принципе, следует учитывать все виды ущербов, связанных с производством электроэнергии. Но существует никогда не кончающаяся цепочка воздействий, если смотреть на эффекты предшествующие строительству энергообъекта. Например, для добычи угля (которая естественно сама по себе наносит определенный ущерб окружающей среде) требуется обеспечить производство необходимых для этого материалов и оборудования. Эти процессы в свою очередь наносят ущерб окружающей среде и для них тоже требуются соответствующие материалы и оборудование, и так без конца.

Каким образом учесть ущерб смежных производств окружающей среде на каждой стадии в этом процессе? Одним из решений может быть использование модели "затраты-выпуск", которая путем использования соответствующих коэффициентов может отсортировать эту бесконечную цепочку и даст оценки всех физических товаров и процессов, используемых в течение жизненного цикла энергоресурса[51-53]. Это позволяет разделить причины и последствия при условии, что такая модель имеется в наличии, но приводит к ряду других проблем. Кроме того, такой подход реализован только на макроэкономическом уровне, не позволяющем учесть всю специфику конкретных технологий и конкретного размещения энергообъектов, что часто является основной проблемой при принятии решений.

Некоторые из разных видов ущерба смежных производств и начальных стадий топливного цикла уже интернализированы (учтены) в стоимости (ценах) входных величин при расчете стоимости электроэнергии. Страховки, более высокая зарплата, а также расходы на обеспечение безопасности в разных отраслях промышленности уже учитывают по крайней мере часть ущерба окружающей среде, связанного с этими производствами. Эти расходы, заключенные в ценах на продукцию данных отраслей, выпадают на долю электростанции и, в конечном счете, на долю потребителей электроэнергии. При учете всех эффектов смежных производств и разных стадий полного топливного цикла необходимо контролировать, чтобы стоимость некоторых видов ущерба не учитывалась дважды, приводя в результате к переоценке общего ущерба окружающей среде. Кроме того, оценки ущерба смежных производств, приведенного к единице произведенной электроэнергии, оказываются примерно на два порядка меньше прямого ущерба для разных стадий топливного цикла, поэтому ими можно пренебречь.

Учитывая высказанные выше замечания, в отношении эффектов, предшествующих строительству и эксплуатации энергоблока целесообразно ограничиться ущербом (риском ущерба), связанным с добычей, переработкой и транспортировкой топлива (только той доли энергетических ресурсов, которая используется для производства электроэнергии). Ущерб смежных производств (промышленности: металлургической, машиностроительной, строительных материалов, цементной и др.) учитывать не следует. В будущем при соответствующем развитии экологической экономики и связанного с ней законодательства эти ущербы должны быть учтены в ценах на продукцию соответствующих отраслей (аналогично тому, как ущерб, связанный с производством электроэнергии, должен быть учтен в ценах на электроэнергию).

Оценки для полного топливного цикла производства электроэнергии должны включать также оценки ущербов, связанных с обращением с отходами и выводом энергообъектов из эксплуатации. Возможный ущерб, связанный с передачей и распределением электроэнергии должен рассматриваться в случае большой удаленности основного района потребления электроэнергии от мест размещения генерирующих мощностей сопоставляемых топливных циклов.

6.2 Фиксированный и переменный ущерб. Приведенный ущерб

В течение своего жизненного цикла энергообъект проходит три стадии: строительства, эксплуатации и вывода из эксплуатации. Ущерб окружающей среде имеющие место при строительстве энергообъекта, или при реализации какого-либо энергосберегающего мероприятия, обычно являются **фиксированными** (одномоментными). Эти ущербы являются обязательными, независимо от того эксплуатируется ли энергообъект вообще, а если эксплуатируется, то с какой нагрузкой и в течение какого времени. Тем не менее будучи одномоментными (созданными в определенный момент времени) они могут быть как краткосрочными (например, несчастные случаи в период строительства), так и долгосрочными, т. е. продолжать существовать на протяжении длительного времени, даже за пределами срока службы энергообъекта (например, испорченный пейзаж, или затопленные территории).

Строительство, вывод из эксплуатации, или даже само существование энергообъекта в конкретном месте может приводить к ряду различных воздействий, включая, например: водоем, который затопляет сельскохозяйственные земли, выводя их из сельскохозяйственного производства, по крайней мере, на период существования этого водоема; радиоактивно загрязненные территории, которые могут оказаться потерянными практически навсегда; качество жизни в населенном пункте, которое может быть снижено, если существует большой приток временной рабочей силы для строительства энергообъекта; гибель рыбы и диких животных; ущерб эстетической ценности и т.д. Стоимость ущерба от этих воздействий не зависят от количества произведенной станцией электроэнергии, хотя она может коррелировать с мощностью, если величина воздействия зависит от размеров станции.

Экологические воздействия, связанные с работой энергообъекта, за редким исключением, прямо пропорциональны количеству произведенной электроэнергии - т.е. ущерб от таких воздействий является **переменным** и зависящим от количества произведенной электроэнергии. Большинство выбросов и сбросов и связанных с ними воздействий могут быть отслежены от места их выхода на энергообъекте до конечного физического проявления результатов этих воздействий.

* * *

При сопоставлении ущерба от разных видов загрязнений часто **величина ущерба приводится к единице выброса** (удельный ущерб). Такое сопоставление, естественно, справедливо только при подобии всех остальных параметров (условий распространения выбросов, распределения реципиентов, продолжительности и характера экспозиции и т.д.).

При сопоставлении разных вариантов производства электроэнергии (полных топливных циклов) оцениваемый **ущерб приводится** обычно **к единице произведенной электроэнергии** (например, к 1 кВт·ч). Но так как при производстве электроэнергии ущербы (риски ущерба), приведенные к 1 кВт·ч произведенной электроэнергии, по сравнению со стоимостью электроэнергии незначительны, то часто для наглядности сопоставления используется другая единица приведения - 1 ГВт·год. Рассчитанные при этом риски и ущербы соответствуют непрерывной работе современного энергоблока мощностью 1 ГВт (например ядерного энергоблока ВВЭР-1000) в течение года^{*)}.

Как и для сопоставления традиционных приведенных (внутренних) затрат на производство электроэнергии, когда для учета разнородных и разновременных затрат используются специальные методы приведения, для правильного учета внешних стоимостей (ущербов) также необходимо использовать **специальные методы приведения (дисконтирования)** (см. раздел 8). Особую проблему представляет использование для оценок соответствующих денежных единиц (рублей, долларов и др.) с учетом инфляции.

6.3 Прямой ущерб, косвенный ущерб, трансфертный ущерб

Изменение в экономической ценности экологических товаров и услуг, связанных со строительством, эксплуатацией и выводом из эксплуатации энергообъектов, включает затраты и выгоды, непосредственно связанные с топливными циклами. **Прямой ущерб (или выгода)** равен изменению в экономической ценности в результате какого-либо воздействия при непосредственном производстве, потреблении, или обмене рассматриваемых экологических товаров или услуг [54]. **Косвенный ущерб (или выгода)** равен

^{*)} В реальных условиях по разным причинам ни один энергоблок не работает с постоянной нагрузкой без перерыва в течение года. Коэффициент нагрузки (отношение средней в течение года нагрузки энергоблока к номинальной) составляет обычно 0,6÷0,9 для ТЭС, 0,5÷0,8 для АЭС и 0,2÷0,4 для ГЭС.

изменениям в ценности при производстве, потребления, или обмене других товаров или услуг, лишь косвенно связанным с соответствующим циклом. Например, водохранилище, созданное как часть гидроэнергетического проекта, наряду с использованием его для производства электроэнергии может приносить прямую выгоду от улучшения условий судоходства, возможностей орошения и рекреации. Косвенные воздействия включают возросшие возможности в получении прибыли от обслуживании потока отдыхающих на этом водохранилище. Учитывать ли эти косвенные воздействия зависит от глубины анализа.

С точки зрения национальных интересов (о различных интересах см. следующий раздел), возрастание в рекреационной ценности (выгоде), получаемой всеми отдыхающими на данном водохранилище, следует учитывать как прямую выгоду, а возросший доход жителей этого региона, которые обеспечивают товарами и услугами новых отдыхающих - считать косвенной выгодой. Однако, дополнительный доход местных жителей в точности компенсируется расходами отдыхающих. Если в регионе, где расположено это водохранилище, будет принято решение, что должны учитываться только затраты и выгоды его жителей, прямая выгода всех жителей региона (включая местных жителей, отдыхающих на водохранилище) должна учитываться, тогда как прямая выгода отдыхающих, проживающих вне этого штата, учитываться не должна. Не должны также учитываться расходы местных отдыхающих на товары и услуги, предоставляемые местными жителями, так как доходы одних в точности равны расходам других.

Когда водохранилище еще не было создано, отдыхающие тратили свои деньги где-то в другом месте. Деньги могли быть истрочены ими в других местах рекреации, либо потрачены полностью на другие цели, не связанные с отдыхом. При этом кто-то другой получил бы соответствующую выгоду, поэтому возросшие доходы розничных торговцев на новом водохранилище представляют собой отнятые доходы у других торговцев. Это явление известно под названием **трансфертная выгода (или ущерб)**. Доходы, которые могли бы быть получены где-либо в другом месте (регионе 1) или потрачены на другие товары и услуги, могут быть перенесены на новое место (регион 2). С точки зрения национальных интересов, если оба региона находятся в одном государстве, то никакой выгоды (чистого изменения в доходах) не будет.

Существуют достаточные (теоретически обоснованные) основания для учета только прямых воздействий и исключения косвенного и трансфертного ущерба из оценок экологических затрат и выгод. В принципе, нет уверенности, что альтернативная система расходов может создать существенно отличное экономическое равновесие для рассматриваемых товаров и услуг (в нашем случае, товаров и услуг, связанных со вновь создаваемым водохранилищем). В среднем, люди тратят одно и то же количество денег везде; в среднем структура их трат аналогична; и в среднем, косвенные и трансфертные стоимости всегда аннулируют друг друга.

Исключение косвенных и трансфертных стоимостей означает, что чистая экономическая стоимость какого-либо воздействия достаточно корректно определяется оценкой только прямых затрат и выгод. Учет косвенных ущербов не является необходимым, так как он часто приводит в результате к двойному счету.

Как уже отмечалось выше (раздел 6.1), ущербы, непосредственно связанные с разными стадиями полного топливного цикла производства электроэнергии, т. е. прямые ущербы, учитывать необходимо, хотя и здесь следует проявлять осторожность, чтобы избежать двойного счета, а ущербы смежных производств - не следует.

6.4 Ведомственные, региональные, национальные и глобальные интересы при учете ущерба от воздействия на окружающую среду

Вопрос, чьи выгоды и затраты следует учитывать при оценке воздействия на окружающую среду, является актуальным и весьма дискуссионным^{*)}. Можно определить границы анализа рядом различных способов, но наиболее часто они определяются границами административных образований. Как правило, ущербы, претерпеваемые экономическими агентами, находящимися в пределах этих образований учитываются, а вне их границ - игнорируются.

Одним из определений соответствующих административных границ является территория, обслуживаемая энергообъединением. Для энергообъединения не будет проблем с учетом ущерба окружающей среде тех стадий топливного цикла, которые размещены вне территории, обслуживаемой этим энергообъ-

^{*)} С возникновением в России рынка электроэнергии вопрос о том, кто получает выгоду, а кто претерпевает ущерб, приобретает ещё большую остроту.

единением, за исключением случаев, когда объекты этих стадий, расположенные на другой территории, создают риски для жителей обслуживаемой территории**).

Другой подход преследует интересы региона (государства). В этом случае предполагается, что ущербы, претерпеваемые людьми, проживающими вне данного региона (государства) будут игнорироваться. При этом учитываться должны ущербы жителям и окружающей среде только данного региона (государства***).

Регулирующие органы государства должны требовать от энергокомпаний рассматривать все ущербы от их работы, не ограниченные какими-либо административными границами. Почему энергокомпания или регион должны учитывать национальные или глобальные (интернациональные) интересы при оценке экологических ущербов и выгод? Для ответа на этот вопрос, имеет смысл проанализировать как ущербы окружающей среде могут претерпеваться резидентами, проживающими вне рассматриваемого региона.

Топливный цикл в целом, или отдельные его стадии, могут быть расположены вне территории рассматриваемого района. Угольная шахта в Кузбассе может поставлять уголь на электростанцию в Рязани, которая в свою очередь будет поставлять электроэнергию потребителям в соседние области за сотни километров от станции. Ущерб окружающей среде, связанные с разными стадиями топливных циклов, расположенными в разных районах, часто осознанно воспринимаются жителями этих районов, так как выгоды соответствующих производств, а также расходы на защитные мероприятия, предпринятые в этих районах для компенсации соответствующих ущербов, могут быть уже учтены (интернализированы) в ценах на топливо и электроэнергию. Поэтому при анализе следует проявлять определенную осторожность, чтобы избежать двойного счета.

Аналогично можно было бы рассмотреть риски ущерба для реализуемых в разных районах страны разных стадий ядерного топливного цикла: добычу урановой руды, переработку и изготовление топлива для АЭС, производство электроэнергии, переработку отработанного топлива и обращение с радиоактивными отходами.

В той мере, в какой эти ущербы уже интернализированы, они не должны учитываться как внешние потери, связанные с воздействием на окружающую среду. Однако, условия, при которых эти ущербы интернализуются, весьма ограничены. Во-первых, люди подвергаемые воздействию, должны быть осведомлены о рисках, связанных с этими воздействиями. Риск, которому подвергается ничего не подозревающее население, не может быть интернализирован (поскольку методы оценки, основанные на "согласии платить" и "согласии на компенсацию", подразумевают добровольные действия).

Во-вторых, для ущербов, которые должны быть интернализированы, тот кто порождает риск, тот и должен нести расходы. Величина, компенсирующая эти расходы, по существу, должна быть включена в цену оказываемых услуг (товара), влияя тем самым на конкурентоспособность соответствующей технологии. Иногда это может быть обеспечено за счет страхования. Но страховая премия связана с величиной страхового возмещения. Практика показывает, что общество никогда не получает полную компенсацию ущерба путем страхового возмещения. Поэтому, нереально, чтобы страховые выплаты покрывали все потенциальные ущербы (риски которых оцениваются методами СП или СК - т.е. своеобразными "рыночными" ценами). Так, например, согласно Закону Прайса-Андерсона, принятому в США в 1957 году и дополненному в 1988 году после аварий на АЭС Три Майл Айленд и в Чернобыле, жертвы аварии на АЭС получают лишь некоторую относительно небольшую гарантированную компенсацию потенциально гораздо большего ущерба, который невозможно взыскать [55].

В третьих, большое количество эффектов, связанных с воздействием на окружающую среду, не ограничиваются местными границами. Однако, для таких воздействий очень трудно идентифицировать виновника, и оценить его вклад в суммарный риск.

Энергообъединения и регионы могут принять решение учитывать ущербы населению, проживающему вне их территориальных границ, так как неучтенные экстернальности компенсируются при взаимном обмене товарами и услугами с другими регионами.

***) Интересы энергообъединения (компании), региона, государства при учете ущерба от воздействия энергетики на окружающую среду рассматриваются нами на примере фактического состояния вопроса в Западной Европе и США. В России, несмотря на существование соответствующих энергообъединений (входящих в РАО "ЕЭС России"), федеральной и региональных энергетических комиссий и других регулирующих органов, такая практика пока отсутствует.

***) Как уже отмечалось ранее, хотя мы рассматриваем вопросы экономической эффективности энерготехнологий, равноправие и справедливость также являются важными категориями при принятии решений. Учитывать ли экологический ущерб жителям других регионов (государств), естественно квалифицируется как вопрос равноправия.

Другим побудительным мотивом учитывать все ущербы, связанные с окружающей средой, даже если они относятся к жителям других регионов, является ожидание ужесточения в будущем экологических законов, норм и правил. Соответствующие нормативные документы, принятые в последние годы, были введены для снижения реального ущерба, связанного с техногенным воздействием на окружающую среду, и имеются все основания полагать, что такая тенденция продолжится.

Более того, если процессы принятия решений игнорируют внешние стоимости, полная социальная стоимость производства электроэнергии не является минимальной. Такие решения оказываются в целом неоптимальными точки зрения национальных интересов. Так, в контексте национальных интересов, Министерство энергетики США рекомендует региональным энергетическим комиссиям (энергетическим комиссиям штатов) учитывать равноправно ущербы, испытываемые всеми жителями США. При этом исходят из того, что наиболее эффективный национальный рынок электроэнергии будет существовать только тогда, когда цены будут правильно отражать полную стоимость её производства, потребления и обмена. Поэтому, национальные интересы согласуются с методами планирования на основе минимальной полной социальной стоимости и с интегрированным ресурсным планированием [4,7].

Глобальные интересы могут оказаться не менее важными, чем национальные интересы. Многие экологические риски не ограничиваются национальными границами. Выбросы угольных электростанций Польши и России могут быть причиной кислотных дождей в Германии и Австрии. Выбросы двуокиси углерода электростанциями на органическом топливе вносят свой вклад в возможное глобальное изменение климата. В той мере в какой становится возможным оценить эти и другие экстерналиности в экономических показателях, их целесообразно включать в стоимость вариантов развития энергоснабжения.

Отметим, что всё сказанное выше не подразумевает установления единых национальных или мировых цен на электроэнергию, энергоресурсы и технологии. Ущерб (как уже интернализированные, так и внешние), которые различаются между регионами вследствие различий в характере и интенсивности физических воздействий и региональных различий в экономической оценке этих воздействий, должны соответственно отражаться в ценах и приводить к широкому набору ресурсов и технологий, конкурирующих на рынке в зависимости от различных условий.

6.5 Усредненные и адресные оценки

При анализе экономических показателей разных вариантов развития энергетики, включая оценки ущерба окружающей среде, выполняются, обычно, как **усредненные** оценки общих показателей, так и **адресные (специфические по месту размещения)** оценки. Усредненные оценки характерны, обычно, для типовых вариантов энергообъектов, которые ещё не построены и даже не планируются к размещению на конкретной площадке (как для современных, так и для перспективных технологий). Они полезны для оценки средних затрат на обеспечение энергоснабжения и включают такие показатели, как капитальные, эксплуатационные и топливные затраты; мощность станций; количество производимой электроэнергии; продолжительность строительства; планируемый срок службы; ущербы, связанные с глобальным и региональным воздействием на окружающую среду, и т.д.

Однако, простота усредненных оценок общих показателей с лихвой перекрывается большей точностью и надежностью адресных оценок. Это особенно характерно для оценок экологического ущерба. Многие виды экологического ущерба зависят как от используемой технологии (полного топливного цикла производства электроэнергии), включая природоохранные технологии, так и от конкретных мест размещения энергообъектов. Один и тот же тип электростанции (или любой другой энергообъект) может оказывать сильно различающиеся воздействия на окружающую среду в зависимости от климата, географии, типа почвы, вида экосистемы, распределения ветра, размера и близости подвергаемых воздействию жилых районов, подвергаемых воздействию животных, состояния локальной экономики, демографических характеристик и т.д. Специфические и локально значимые экологические эффекты могут быть учтены только при анализе варианта конкретного размещения объекта.

Развитие оценок ущерба окружающей среде - динамический процесс. Первые грубые оценки могут быть проведены на основе общих показателей. Варианты, для которых величина ущерба окружающей среде, оцененного на основе общих показателей оказывается очень большой, что делает их экономически неэффективными, часто могут быть исключены из последующего рассмотрения, поскольку соответствующие ущербы, специфичные для конкретного места размещения, будут, по-видимому, еще больше.

Усредненная оценка может также оказаться полезной для выбора основных направлений дальнейшей оценки с учетом конкретной привязки. Анализ чувствительности к потенциально важным переменным

на стадии усредненных оценок может помочь выявить те факторы, которые окажутся наиболее важными на стадии анализа с конкретной привязкой.

Усредненные оценки могут помочь определить пороговое значение расстояния от районов компактного проживания, ближе которого такую ТЭС (такую технологию, на таком виде топлива, и с таким природоохранным оборудованием) размещать нельзя, так как ущерб от этих поллютантов становится значительным. Аналогично, усредненные оценки могут дать необходимую информацию для выбора площадки для размещения энергообъекта. Значительная величина ущерба, выявленная на стадии общего анализа, могут оказать серьезное влияние на выбор характеристик энергообъектов и их размещение на местности. Например, размер населенного пункта, расположенного вблизи предлагаемой к размещению энергообъекта площадки, может оказаться определяющей характеристикой величины экономического ущерба окружающей среде.

По определению, усредненные оценки дают среднюю стоимость ущерба, в то время как оценки, с учетом привязки на местности, позволяет оценить стоимость ущерба, связанного с дополнительным воздействием вновь сооружаемого объекта (дополнительно к суммарному воздействию уже существующих в данном регионе объектов). Однако, для принятия решений о развитии тех или иных технологий усредненные оценки часто являются приоритетными, так как при этом рассматриваются именно средние суммарные, а не дополнительные воздействия.

6.6 Вопросы информационного обеспечения. Возможность использования оценок ущерба, полученных в других исследованиях

Специалисты в области экологической экономики в разных странах разными методами, характерными как для рыночной, так и для административно-плановой экономики (включая экспертные оценки и нормативные показатели) оценили экономическую стоимость многих экологических товаров и услуг (см., например, [4,8-11,16,17,24,31-36,46,48,56]). Вопрос о том в какой мере для оценок ущерба можно использовать значения, полученные другими авторами (чаще всего приведённые значения), является весьма принципиальным, так как пытаться оценить необходимую величину для каждого конкретного объекта о каждого вида воздействия задача весьма трудоемкая и дорогая.

За исключением последствий глобальных воздействий, таких как истощение озонового слоя и глобальное потепление, которые не зависят от характеристик окружающей среды и действий населения в локальных масштабах, маловероятно, что могут иметься в наличии опубликованные значения ущерба для интересующих конкретных видов экологического риска, просто потому, что результаты воздействий весьма зависят от специфики размещения. В некоторых работах может приводиться величина удельного ущерба на одного реципиента, которая затем может быть умножена на величину подвергаемого воздействию контингента; но при этом следует быть уверенным, что условия оценок являются сопоставимыми. Например, если новый энергоблок строится в районе размещения (вблизи) других электростанций, можно использовать удельные оценки для аналогичных энергоблоков, если они имеются в наличии.

В литературе имеются оценки широкого набора экологических товаров и услуг, и прежде всего цен на сельскохозяйственную продукцию, деловую древесину, удельных показателей разрушения материалов в результате загрязнения воздуха, ущербов для коммерческой и спортивной рыбной ловли и охоты, и величины различных рисков здоровью. Но перед тем как их использовать следует проанализировать методологию, основные допущения и выводы оригинального исследования.

Однако, чаще всего в литературе существует информация для отдельных стадий (звеньев в последовательной цепочке воздействий). В оценках экологического риска чаще всего используются полученные в других исследованиях значения "доз-эффектов", "коэффициентов регрессии" и других показателей причинно-следственных связей. Достоверность этих данных часто является наибольшей проблемой. Кроме того такие исследования являются весьма дорогостоящими и трудоемкими. Доз-эффекты существуют для многих поллютантов и объектов воздействия (человек, растения, домашний скот и дикие животные и др. Могут быть в наличии также оценки отклика на другие типы воздействия, такие, как например, воздействие изменения температуры воды на различные виды рыб.

Характеристики выбросов энергообъектов очень часто измеряются на действующих объектах и могут существовать в табличном виде. Они могут быть также рассчитаны исходя из характеристик топлива и используемой технологии. Однако, кажущаяся простота расчетов часто не подтверждается на практике. Так, например, наблюдается значительное расхождение между результатами расчета (по элементному составу на входе в парогенератор) и измеренными величинами баланса масс различных примесей в

угольном топливе, в том числе тяжелых металлов, выходящих из парогенератора с подовой золой и дымовыми газами (летучей золой) (обзор исследований, см. [57]).

Соответствующая экологическая документация, необходимая для прохождения лицензирования конструкции блока и его размещения на местности, может обеспечить все или большинство необходимых данных по выбросам, так как практически для всех энергообъектов лицензионные требования включают документацию по воздействию на качество воздушной среды. Аналогичные данные обычно имеются и для других видов загрязняющих выбросов, включая сбросы в водоемы, а также радиоактивные выбросы.

В ряде случаев можно найти результаты измерений распределения концентраций вредных выбросов в районе размещения энергообъекта. Однако, при наличии в этом районе других источников загрязнений, вклад конкретного объекта зачастую трудно выделить. Поэтому в данном случае (и конечно, в случае оценок для вновь размещаемого объекта) делаются соответствующие расчеты распространения загрязнений (см., например, [58,59]). Метеорологические данные, необходимые для расчетов распространения поллютантов в воздушной среде, имеются в наличии для ряда территорий, где могут быть размещены энергообъекты (по данным соответствующих метеостанций, расположенных вблизи площадки размещения объекта).

Статистические данные по плотности населения и количества жителей в разных населенных пунктах опубликованы практически для всех территориальных социально-экономических единиц.

Некоторые экологические эффекты нельзя в принципе оценить путем использования уже имеющихся опубликованных данных. Например, для оценки рисков ущерба, связанного с воздействием на уникальные природные ресурсы или ресурсы, имеющие большую эстетическую или культурную ценность, необходимо использовать соответствующие методы, такие, как метод выраженного предпочтения или метод контингентного оценивания (см. следующий раздел). Однако, какой бы метод не был выбран, он должен быть теоретически обоснованным, надежным, легко воспринимаемым и удобным для использования.

7 Проблемы рыночной оценки ущерба

Рыночная оценка экологического ущерба является фундаментальной экономической проблемой, так как, когда экономические субъекты предпринимают те или иные действия, всегда реализуется "разветвленное дерево" различных последствий (воздействий), некоторые из которых могут оказаться неучтенными (внешними). Следует отметить, что использование подходящих и действенных методов оценки ущерба связано с выбором между легкостью выполнения оценок, их точностью и теоретической обоснованностью. Не существует установленных правил в выборе методов оценки^{*)}.

Последствия воздействия энергетических объектов на окружающую среду можно разделить на:

- последствия, для экономической оценки которых можно использовать существующие рыночные цены;
- последствия, для которых стоимость ущерба можно вывести косвенным путем, даже если рыночных цен для них не существует;
- эффекты (последствия), не поддающиеся оценке в рыночных показателях.

7.1 Использование рыночных цен

Для оценки воздействий на окружающую среду часто могут быть использованы рыночные цены непосредственно. Если, например, в результате какого-либо воздействия происходит уменьшение урожая, то для того, чтобы оценить ущерб, можно просто перемножить действующие рыночные цены на соответствующие потери урожая (см., например, [60,61]). Однако, прямое применение рыночных цен не всегда дает точную оценку. Если потери урожая велики, то применение рыночных цен будет преувеличивать реальный ущерб, так как, во-первых уменьшение выхода продукции может также уменьшить пе-

^{*)} К сожалению, для рыночной оценки ущерба окружающей среде (основывающейся на использовании равновесных цен или их аналогов, выведенных на основе социально-экономических методов оценивания) применять методы экономической оценки, развитые в классических отечественных исследованиях в рамках "теории расширенного воспроизводства (см., например, [16,27,32,33,54]), следует с большой осторожностью при соответствующем учете разницы между ценами и издержками.

ременные затраты у производителя; во-вторых, большие потери урожая могут подвигнуть производителя изменить методы выращивания урожая или переключиться на выращивание других культур, в-третьих, если снижение урожайности в данном регионе является повсеместным, то это может привести к изменению рыночных цен на данный вид урожая [62]. При большом объеме рынка, ущербы, действующие только на нескольких производителях, практически не влияют на рыночные цены, потому что снижение суммарного производства будет недостаточно большим, чтобы значительно воздействовать на общие поставки на рынок. Но, если уменьшение суммарного производства является значительным, использование новых повышенных рыночных цен будет приводить к преувеличению экономического ущерба, связанного со снижением урожайности. При этом возникает проблема - как быть с цепочкой последующих воздействий (например - недопроизводство пшеницы, недопроизводство муки, недопроизводство мучных изделий, недопроизводство услуг в ресторане) - по цене какого экономического субъекта считать потери (ущерб)? При больших изменениях может потребоваться оценка затрат и выгод для нового уровня равновесных цен. Однако, в большинстве случаев воздействия энергетики на окружающую среду (за исключением, пожалуй, только случая тяжелой аварии на атомной электростанции) потери урожая будут незначительными, что позволяет использовать для оценок действующие рыночные цены.

В предыдущем разделе мы уже обсуждали возможность использования некоторых оценок ущерба, полученных в других исследованиях. Такие оценки несомненно можно использовать для ущерба определяемого для последствий (уменьшения или увеличения ценности товаров или услуг), для которых существуют рыночные цены. Однако и в данном случае может существовать определенный выбор. Так, например, последствия потери сельскохозяйственных площадей в результате создания водохранилища ГЭС или радиационного загрязнения при аварии на АЭС могут быть оценены как на основе рыночных цен ежегодно теряемого урожая (с учетом приведения во времени), так и на основе рыночных цен на земельные угодья^{*)}.

7.2 Оценка стоимости нерыночных товаров и услуг

Второй категорией воздействий являются такие, для которых для оценки ущерба окружающей среде не существует действующих рыночных цен, но эти цены могут быть выведены приблизительно используя различные методы оценки. Среди таких методов прежде всего можно отметить следующие:

- методы компенсации и контроля;
- методы выраженного предпочтения, включая методы гедонистического ценообразования;
- методы контингентного оценивания;
- методы искового возмещения.

Ниже представлен краткий обзор основных методов, используемых в оценках ущерба окружающей среде, не имеющего прямых рыночных цен.

7.2.1 Методы компенсации и контроля

Методы компенсации и контроля, как уже отмечалось выше в разделе 4.2, основаны на подсчете расходов, необходимых для компенсации или избежания ущерба, вызванного воздействием на окружающую среду. Этот метод является наиболее продвинутым, легко понимаемым и удобным для применения. Различные виды потерь (ущерба), такие как медицинские расходы, стоимость ремонта, стоимость замены, потери урожая, потери товарной древесины, потеря личного дохода, и др., оцениваются путем расчета доходов (или расходов) при наличии и при отсутствии компенсации или контроля. Эти методы, в общем случае, не годятся для оценки "согласия платить" или "согласия получать компенсацию" за экологические риски здоровью, так как они ограничены случаями, когда имеются в наличии рыночные цены, и они часто не учитывают изменение качества и другие не выраженные в явной форме блага, представляющие для человека определенную ценность.

7.2.2 Методы выраженного предпочтения

Метод выраженного (выявленного) предпочтения, развитый для оценки нерыночных товаров и услуг, был впервые использован для оценки ценности мест рекреации, анализируя затраты посетителей этих

^{*)} Последнее, за редким исключением, для России пока неприменимо.

мест на путешествие (включая проезд, питание, одежду для отдыха) [63]. Методика выраженного предпочтения основывается на наблюдаемом поведении людей. Например, характерными показателями в такой методике могут являться наблюдаемая частота и расстояние, на которое они путешествуют, чтобы получить удовольствие от мест отдыха. Соответствующие оценки ценности какого-либо места отдыха могут быть сделаны на основе данных о количестве отдыхающих, средней продолжительности отдыха и стоимости их проезда к месту отдыха.

Методы гедонистического ^{**)} ценообразования относятся к методам выраженного предпочтения. Они используют известные рыночные цены для приписывания цен нерыночным товарам и услугам путем сравнения рыночной цены на товар, который включает нерыночную составляющую (товар или услугу) с ценой на тот же самый товар, который не включает нерыночной составляющей [48]. Разница между этими двумя ценами принимается за цену (стоимость) нерыночного товара или услуги. Например, зарплата рабочих, подверженных производственному риску, может сравниваться с зарплатой рабочих, которые не подвержены этому риску. Разница является оценкой стоимости (цены) риска рабочих данной профессии, в предположении, что все другие факторы одинаковы. Изменения в стоимости собственности также можно объяснить наличием или отсутствием нерыночных товаров или услуг. Например, для того, чтобы оценить стоимость красивого пейзажа, цена продажи дома с живописным видом может сравниваться с ценой продажи аналогичного дома без этого вида.

Принципиальная трудность в применении методов гедонистического ценообразования заключается в необходимости быть уверенным, что, за исключением оцениваемого свойства, все остальные характеристики объектов идентичны. Сопоставляемые объекты должны иметь подобный масштаб, иметь аналогичных соседей, аналогичное расстояние воздействия, аналогичные возможности покупки, и т.д. Для контроля этих различий могут использоваться эконометрические методы, но при этом необходимо быть уверенным, что не пропущено никаких существенных переменных параметров, которые могут воздействовать на цены. Если такие условия соблюдены, то методы гедонистического ценообразования могут применяться достаточно широко, так как они основываются на реально наблюдаемых, а не гипотетических (выведенных косвенным путем или предполагаемых) рыночных ценах.

7.2.3 Методы контингентного оценивания

Методы контингентного оценивания используют опросные методики, чтобы выявить стоимость нерыночных товаров или услуг путем выборочного опроса населения [38,39,41]. Респондентов просят непосредственно оценить нерыночные товары или услуги путем ответа на вопрос, типа: "сколько Вы согласились бы заплатить за получение какого-либо выигрыша?" Результирующие величины не зависят от наблюдаемого реального поведения индивидуумов или рыночных цен.

Методы контингентного оценивания подвержены определенным предубеждениям, хотя и достигнут значительный прогресс в учете этих предубеждений. Принципиальными недостатками методов контингентного оценивания являются: во-первых, то, что предубеждения не всегда можно контролировать, и, во-вторых, что респонденты могут не иметь особой мотивации выражать их реальные предпочтения. Респонденты могут оценивать значения исходя из своих (стратегических) целей. Если, например, респонденты полагают, что их ответы могут предотвратить нежелательные действия, они могут устанавливать чрезмерно высокую стоимость. Или, они могут полагать, что впоследствии они вынуждены будут платить ту цену, которая будет основана на оцененной ими величине, и поэтому умышленно недооценивать эту величину. Формулировка соответствующих вопросов может также приводить к тому, что ответы респондентов не будут отражать реальную стоимость. Тщательное планирование исследования и применение соответствующих статистических и опросных методик может значительно снизить опасность систематической ошибки вследствие предубежденности опрашиваемых.

Принципиальные преимущества методов контингентного оценивания заключаются в том, что с их помощью могут быть получены оценки для таких экологических товаров и услуг, которые не имеют рыночных аналогов, а также в том, что их можно использовать для оценки "стоимости существования" какого-либо объекта живой или неживой природы, который не используется человеком, и величины компенсации при его утрате. Большое значение имеет тот факт, что **контингентное оценивание является единственным методом, с помощью которого можно выполнять оценки, как "согласия платить", так и "согласия получать компенсацию"** (подробно методы СП и СК рассмотрены ранее в разделе 5).

^{**)} Гедонизм - направление в этике, утверждающее, что удовольствие, наслаждение является высшим благом, а стремление к удовольствию составляет цель жизни (БСЭ, 2-е изд., 1952).

Другим преимуществом методов контингентного оценивания является то, что с их помощью можно выполнить соответствующие оценки для достаточно сложной взаимосвязи причин и следствий, связанных с риском ущерба окружающей средой. Так контингентные оценки стоимости риска здоровью не требуют разделения на составляющие, такие как расходы на поддержание здоровья, потеря дохода, снижение качества жизни, и т.д. Одна оценка стоимости риска здоровью покрывает все составляющие. Поэтому, несмотря на определенные недостатки, метод контингентного оценивания является чрезвычайно полезным инструментом для оценки стоимости (цены) нерыночных товаров и услуг.

7.2.4 Методы искового возмещения

Методы искового возмещения используют судебные решения по определению стоимости ущерба, главным образом относящегося к здоровью и безопасности [30]. Подавая иски о материальном возмещении ущерба потерпевший сам оценивает стоимость причиненного ему ущерба, включая моральный ущерб. В окончательном решении о компенсации такую оценку выносит суд. Подобные оценки могут представлять интерес и определенную пользу в установлении уровня компенсации за ущерб по причине халатности, но весьма проблематично использовать их для определения стоимости экологического риска здоровью и многих других видов риска. Анализ экологического риска относится к будущему и конкретные индивидуумы, которые могут быть подвержены воздействию, неизвестны. Судебные решения, однако, предоставляют компенсации определенным индивидуумам, испытавшим воздействие в результате известного события, и являются принципиально отличными от оцениваемого будущего риска, с которым одновременно сталкивается большое число людей, из которых, возможно никто, возможно лишь некоторые, а возможно все, действительно испытают неблагоприятные последствия. Юридические компенсации могут быть настолько ненадежными, насколько различаются, например, "согласие платить" за увеличение безопасности в шахтах от "согласия платить" за спасение жизни попавших в завал шахтеров.

7.3 Эффекты, не поддающиеся оценке в экономических показателях

Некоторые экологические риски не поддаются экономической оценке, либо потому, что сам риск не поддается измерению, или потому, что этот риск не имеет экономического эквивалента. Кроме того, соответствующая экономическая оценка может считаться неприемлемой по разным причинам, включая этические соображения, политические интересы, или отсутствие необходимых для проведения исследования времени и ресурсов. Эффекты, которые вряд ли можно экономически оценить с определенной степенью достоверности при современном уровне знаний, включают такие как: распространение ядерного оружия, утрата культурных и исторических ценностей (памятников), глобальное изменение климата, энергетическая, экологическая и другие виды безопасности государства, истощение энергетических и других природных ресурсов. Причинно-следственные связи таких рисков зачастую трудно формализуемы, а последствия плохо предсказуемы.

В этой связи принятие решений в энергетике предлагается осуществлять в два этапа[4]. На *первом* этапе используется метод функции ущерба для оценки агрегированного экономического ущерба (риска ущерба) от воздействия энергетики на окружающую среду для последствий, поддающихся оценке в экономических показателях. На *втором* этапе используются методы многокритериального анализа, в котором сумма экстерналистностей, выраженная в экономических показателях, либо играет роль самостоятельного критерия, либо объединяется с критерием приведенных затрат, формируя более весомый экономический критерий, либо может быть использован для оценки других экономических критериев, вырабатываемых на основе теории рыночного равновесия [64,65].

Основной трудностью многокритериальных методов принятия решений является необходимость одновременного учета многих целей. Это делает весьма сложной задачу правильной обработки информации о каждой цели, и принятия разумного, если и не четко определенного, решения при использовании многокритериальных методов. Оценки ущерба (риска ущерба) можно использовать для того, чтобы значительно уменьшить количество целей и критериев, которые в конечном счете должны рассматриваться в рамках многокритериального анализа.

В ряде случаев, невозможность оценки экологических рисков в экономических показателях может не играть существенной роли. Если оценена стоимость всех экологических рисков какого-либо конкретного варианта, и оказывается, что этот вариант все еще оказывается имеет минимальную полную социальную стоимость из всех рассматриваемых вариантов, то тогда не имеет значения оценены ли риски окружающей среде для других более дорогих вариантов. Любая величина стоимости риска ущерба, оцененная для

этих более дорогих вариантов, будет просто приводить к увеличению экономического преимущества первого варианта. Конечно, этого нельзя заранее предвидеть, пока не выполнить соответствующую оценку стоимости ущерба окружающей среде для первого варианта.

Говоря о многокритериальных методах принятия решений на втором этапе, следует отметить, что учет риска ущерба от эффектов, не поддающихся оценке, лицами, принимающими решения, может осуществляться с разных точек зрения. Прежде всего необходимо попытаться получить ответы на следующие вопросы: Не является ли рассматриваемый риск потенциально катастрофическим? Является ли риск постоянным и необратимым? Является ли риск настолько малым, что его можно не учитывать? Являются ли рассматриваемые риски, порождающими страх, неизвестными по физической природе, контролируруемыми? В той мере, в какой риски могут быть характеризованы таким образом, можно определить субъективную приемлемость и значимость риска (выполнить ранжирование рисков).

Необходимо также учитывать этику возложения определенных рисков на общество. Не окажется ли, что определенный риск непропорционально оценивается разными членами общества? Не является ли риск дискриминирующим (различным) для определенных членов общества? Не приводит ли риск к выгоде для немногих и ущербу для большинства? Не обременяет ли риск будущие поколения в социально неприемлемой степени? Эти рассмотрения требуют явно субъективных суждений для лиц, принимающих решения.

Учет неоцениваемых экологических рисков требует субъективных суждений, но эта проблема не является более серьезной, чем попытка принять решение без учета этих рисков вообще.

Экологические риски, связанные с производством электроэнергии, приводят в результате к ущербу для кого-то конкретно, независимо от того желают ли и в состоянии ли эксперты оценить этот ущерб. Всякий раз когда принимается решение в пользу какого-либо варианта, для которого риск окружающей среде не оценен, оно в неявном виде подразумевает, что этот риск имеет меньшую стоимость, чем разница в стоимости между этим вариантом и другим более дорогим вариантом.

8 Согласование оценок ущерба окружающей среде

Согласование оценок ущерба окружающей среде часто является необходимым. Например, обращение с будущими ущербами окружающей среде требует согласования во времени путем выбора нормы дисконтирования. Кроме того, учитывая эскалацию цены с течением времени, следует выполнять согласование оценок в соответствии с реально изменяющимися ценами.

8.1 Дисконтирование ущерба окружающей среде

Нормы дисконтирования используются для сравнения экономических затрат и выгод, имеющих место в разное время (обзор современного состояния проблемы дисконтирования дан в [64]). Положительный коэффициент дисконтирования означает, что сумма в 10 \$, которая будет затрачена через 5 лет, ценится меньше, чем 10 \$, расходуемые сегодня. Насколько меньше - зависит от коэффициента дисконтирования. Например, если коэффициент дисконтирования равен 3%, расходы в 10 \$ через 5 лет эквивалентны сумме в 8,59 \$ сегодня.

Практика дисконтирования может отражать много различных проблем [7-11]. Во-первых, дисконтирование может отражать временное предпочтение людей (как индивидуальное, так и общественное). Человек (часть общества, или общество в целом) предпочитает получить товар или услугу сейчас, а не позже.

Во-вторых, оно может учитывать производящий характер некоторых ресурсов. За период между настоящим моментом и некоторым моментом времени в будущем использование некоторых ресурсов дает определенный доход их владельцам. Такие ресурсы, как сельхозугодья и скот, удовлетворяют этому критерию.

В-третьих, дисконтирование может отражать риск и неопределенность будущего. Практика взимания процентов по займам отражает деловые риски, связанные с инвестициями.

В-четвертых, дисконтирование может использоваться, чтобы учитывать прогресс в технологиях. Ущерб окружающей среде в будущем может оказаться менее опасным, чем в настоящее время, так как будут разработаны новые технологии его предотвращения.

В экологической экономике дисконтирование использовалось до сих пор для согласования во времени лишь некоторых оценок ущерба. Например, в работе [66] используется коэффициент дисконтирования величиной в 1% для ущерба имуществу, и 0% для жизни человека. В целом, в исследованиях по экономике окружающей среды дисконтирование чаще всего применяется для некоторых долгосрочных эффектов, связанных с производством электроэнергии. Сюда относятся эффекты глобального потепления в результате выбросов CO₂ и долгосрочные риски обращения с радиоактивными отходами. Так как ущерб от этих воздействий часто является значительной составляющей полной стоимости, дисконтирование может оказаться весьма важным моментом. Однако, дисконтирование не применяется для большинства категорий воздействия, вследствие того, что либо воздействие является относительно коротким во времени (например, разливы нефти), либо существуют сомнения в применимости дисконтирования для определенной категории ущерба (например, болезни и смерть человека, в частности, при экономической оценке риска в радиационной защите), либо на стадии оценки некоторых составляющих ущерба дисконтирование исключается, так эти составляющие "интернализуются" во внутренних затратах и там дисконтируются соответствующим образом (например, оценки стоимости контроля выбросов).

Существуют различные точки зрения как применять дисконтирование при оценке ресурсов окружающей среды. Некоторые специалисты считают необходимым использовать коэффициент дисконтирования такой же как и при оценке капиталовложений (т.е., 5 - 10 %, для стран со стабильной экономикой) [67]. Это обеспечивает предпринимателям согласованную основу для принятия решений по выбору ресурсов, но приводит к быстрому уменьшению оценки величины ущерба в отдаленном будущем (например, в результате глобального потепления климата или долговременного хранения радиоактивных отходов) практически до нуля.

Многие специалисты, занимающиеся исследованием проблем охраны окружающей среды, считают необходимым использовать относительно небольшой коэффициент дисконтирования. Небольшая величина коэффициента дисконтирования имеет преимущество возможности относиться к будущим поколениям также, как к нынешнему, но она приводит к тому, что относительно ясно представляемые краткосрочные эффекты игнорируются в пользу менее определенных долгосрочных эффектов. Будущие поколения могут иметь новые более совершенные технологии и знания, которые позволят дешевле и легче предотвратить долгосрочные угрозы окружающей среде, такие как глобальное потепление или хранение радиоактивных отходов.

Высокий коэффициент дисконтирования будет приводить к меньшим оценкам ущерба, так как он уменьшает суммарные затраты, связанные с воздействием на окружающую среду, которые будут иметь место в будущем. Например, высокий коэффициент дисконтирования преуменьшает важность проблемы глобального потепления. По этой причине общий анализ воздействия на окружающую среду угольного топливного цикла, выполненный в [18,68], игнорирует возможный ущерб от глобального потепления климата. Показано, что если даже ущерб от глобального потепления составит 5 триллионов долларов, то вследствие того, что этот ущерб будет иметь место через 100 лет, удельный ущерб, приписываемый сегодня отдельной электростанции на угле (после дисконтирования с коэффициентом 3%), оказывается менее 8300\$ в год. Эта величина составляет менее 1% общего ежегодного ущерба, связанного воздействием на окружающую среду типичной электростанции на угле.

Дискуссии относительно величины коэффициента дисконтирования могут быть отнесены к проблеме определения относительной важности природных ресурсов (например, лесов, озер, диких и домашних животных и т.д.) и технологических ресурсов (например, дорог, зданий и сооружений, машин и механизмов, и т.д.). Некоторые специалисты считают, что использование определенного коэффициента дисконтирования при оценке воздействия на окружающую среду подразумевает установление соответствующей эквивалентности природных и технологических ресурсов. Возможность делать выбор между природным и технологическим капиталом активно дискутируется рядом экологов. Например, некоторые из них утверждают, что природный и технологический капитал гораздо яснее можно рассматривать как взаимодополняющие категории, одинаково необходимые нам для удовлетворения потребностей. Тогда как средства, используемые для создания технологических систем, могут быть помещены в банк и использованы позднее, этого нельзя сказать о человеческой жизни и других важных характеристиках экосистемы. Аналогично, если потребляются какие либо ресурсы экосистемы, то может оказаться, что в последующем их будет трудно или невозможно восстановить.

Дисконтирование поднимает также вопрос о степени доверия к технологическим решениям сегодняшних и будущих проблем окружающей среды. Сторонники большого коэффициента дисконтирования иногда утверждают, что научно-технический прогресс позволит найти решения будущих проблем окружающей среды. Те, кто придерживается низких коэффициентов дисконтирования, не желают зависеть от будущего прогресса в избежании будущего ущерба и предпочитают начинать предотвращать его уже сегодня.

В зарубежной литературе существует семь основных вариантов определения показателя дисконтирования^{*)} (см., например, [8], Report No. 3).

1. Индивидуальная норма временного предпочтения (ИН). Она заключается в альтернативе расходования средств, с которой сталкиваются индивидуумы (потратить средства сейчас или отложить на будущее).
2. Социальная норма временного предпочтения (СН). Этот показатель связан с тем, что общественные решения могут полностью не зависеть от индивидуальных предпочтений. Общество может по-другому (чем индивидуумы, его составляющие) относиться к риску и учитывать гораздо больший временной горизонт (так как продолжительность жизни индивидуума ограничена, а общества - нет, или по крайней мере достаточно велика по сравнению с продолжительностью жизни составляющих его индивидуумов). Кроме того характер общественных решений может отличаться от характера индивидуальных решений (например, индивидуумы не принимают никаких решений по проблеме глобального потепления климата). Социальная норма временного предпочтения может также отражать вопросы равноправия (между разными социальными группами, разными государствами, разными поколениями).
3. Альтернативная стоимость капитала (АС). Она связана с альтернативной возможностью получения прибыли от инвестиций и обычно измеряется маргинальной нормой прибыли на инвестиции до уплаты налога на прибыль.
4. Средневзвешенная величина вариантов 1 и 3 (СВ). Этот подход учитывает, что капитал, извлеченный из частного сектора, может заработать прибыль при альтернативном, но не самом выгодном размещении; поэтому эта прибыль не будет маргинальной (максимальной).
5. Прибыль, исчисляемая на основе "теневых" цен (ПТЦ). Этот подход более точно определяет пропорции между вариантами 1 и 2. Разным денежным потокам приписываются разные веса, затем нормированные на эти веса потоки складываются за период жизни проекта, а затем применяется процедура обратного дисконтирования с использованием индивидуальной нормы временного предпочтения.
6. Проценты по займам (ПЗ). Этот подход практикуется обычно при правительственных займах под процент с выпуском ценных бумаг.
7. Норма приведения, обеспечивающая равенство между поколениями (РМП). Этот показатель введен специально, чтобы обеспечить возможность сопоставления некоторых долгосрочных экономических показателей (например, оценок ущерба от фатального исхода в отдаленном будущем - в отличие от стоимости малых рисков для здоровья, определяющих статистическую стоимость жизни^{*)}). Один из аналогичных подходов, развитых Агентством по охране окружающей среды США для анализа стратегии контроля стратосферного озона, заключается в прогнозировании роста стоимости (например, ущерба от фатального исхода) в соответствии с темпами роста производительности труда или удельного ВВП, а затем в дисконтировании этой стоимости с использованием индивидуальной нормы временного предпочтения. Такой подход может дать в результате общий коэффициент дисконтирования близкий к нулю (или даже отрицательный). На наш взгляд нижняя граница РМП должна определяться темпами научно-технического прогресса и не может быть меньше 1-2 % в год.

В настоящее время в странах с устойчивой экономикой сфера применения и величина перечисленных выше показателей приведения (дисконтирования) стоимости рыночных товаров и услуг достаточно

^{*)} В [64] отмечается, что в долгосрочной перспективе реальный коэффициент дисконтирования (в отличие от номинального) связан только с научно-техническим прогрессом и составляет 1-2%.

^{*)} см. раздел 9.

обоснованны**). Реальная норма***) альтернативной стоимости (АС) составляет около 8-10%. Величина СВ зависит от источника финансирования проекта и находится обычно в пределах 3-5%. История выплат процентов по займам показывает, что величина ПЗ составляет 1-3%.

Использовать социальную норму временного предпочтения (СН) впервые было предложено в [69]. В этой работе убедительно показано, что социальная норма временного предпочтения должна быть меньше частных показателей, определяемых вариантами 1,3-6.

Для нерыночных товаров и услуг, реальная величина индивидуальной нормы временного предпочтения (ИН) находится в достаточно широких пределах от 1-2% при оценке ущерба природным ресурсам [70] до 5-8% при оценке риска своему здоровью [31]. Величина СН составляет 2-4% и может оказаться как больше, так и меньше ИН.

Наконец, норма приведения, обеспечивающая равенство между поколениями (РМП) обычно принимается близкой к нулю.

Многие экономисты придерживаются мнения, что для дисконтирования ущерба окружающей среде должна применяться социальная норма временного предпочтения [10]. Во-первых, индивидуумы участвуют в инвестициях, от которого они не имеют прямой выгоды. Например, они платят налоги на содержание школ, если даже некоторые из них не имеют детей, и могут никогда не получать прямого дохода от повышения уровня образованности общества. Согласие индивидуумов поступиться текущим потреблением за отдачу для общества в целом, которая может состояться через несколько лет, а в ряде случаев может не состояться никогда, является доказательством, что социальная норма временного предпочтения меньше, чем индивидуальная, и чем альтернативная стоимость капитала (процентная ставка). Во-вторых, интересы (выгоды) даже ближайших поколений, как правило, рынком не учитываются, так как будущие поколения не являются участниками рынка в настоящий момент. Социальный показатель временного предпочтения согласуется с заботами общества об интересах будущих поколений, так как использование при дисконтировании социальной нормы временного предпочтения означает, что при оценках ущерба окружающей среде будет использоваться меньший коэффициент приведения.

В принципе, при сопоставлении похожих по характеру и длительности последствий воздействия выбор коэффициента дисконтирования не играет существенной роли. Чаще всего для дисконтирования ущербов окружающей среде используется коэффициент 3-5% [8-11]. Для анализа чувствительности результатов к коэффициенту дисконтирования выполняют оценки для разных показателей, например, 0, 3%, и 10% [9]. На наш взгляд дисконтирование стоимости долгосрочных рисков здоровью должно выполняться с переменным коэффициентом дисконтирования, равным ИН в пределах от 0 до 10-15 лет, и СН - в интервале от 10-15 лет до 50-100 лет (т.е. в пределах жизни 1-2-х поколений), и РМП - после 50-100 лет.

Однако, проблема дисконтирования вызывает серьезные дискуссии при попытке сложения внешних стоимостей с внутренними (частными), если мы хотим выполнить сопоставление вариантов по полной социальной стоимости [11]. Всякий раз когда складываются вместе частные и внешние стоимости, дисконтированные с разным коэффициентом, для того, чтобы сопоставить варианты снабжения электроэнергией, возникают опасения о неправомерности сложения "яблок с апельсинами. Легко представить случай, когда выбор варианта не может быть независимым от вида расчета, когда частные стоимости дисконтируются с использованием альтернативной стоимости капитала, а внешние стоимости - с использованием меньшей по величине индивидуальной или социальной нормы временного предпочтения (более того, как видно из изложенного выше разные виды риска могут требовать разных коэффициентов дисконтирования). Это является одним из тех случаев, когда полезными оказываются довольно запутанные манипуляции с "теневыми" ценами.

На наш взгляд сложение разных стоимостей, дисконтированных с разным коэффициентом, вполне допустимо при сопоставлении конкурентоспособности различных технологий на основе теории рыночного равновесия [64,65], что может явиться предметом отдельного исследования.

***) Правильнее было бы говорить о дисконтировании издержек, определяемом темпами научно-технического прогресса (1-2%), и о различных способах приведения разновременных доходов и расходов, включая прибыль (в той или иной мере учитывающих процент на капитал) [64,65]. По-видимому, этот вопрос требует дополнительного исследования.

****) реальная норма процента на капитал (или показатель приведения) равна номинальной норме за вычетом показателя инфляции.

8.2 Эскалация цен

Цены и стоимости экономических товаров и услуг изменяются с течением времени. Необходимые экономические расчеты осуществляются на основе реальных цен и стоимостей, приводимых к определенному базовому году с учетом инфляции. Затем учитывается эскалация реальных цен (стоимостей) для каждой составляющей затрат в соответствии с прогнозами изменения (в энергетике - как правило, роста) цен с течением времени, относительно цен на другие товары и услуги в народном хозяйстве. Если темпы эскалации применяются для анализа различных составляющих затрат, было бы уместно использовать соответствующие коэффициенты эскалации и для экологических ущербов и выгод, если бы темпы такой эскалации можно было оценить достаточно надежно.

Реальная экономическая ценность товаров и услуг может меняться вследствие изменений в потребности, изменениям в возможностях поставок (снабжения), или и того и другого вместе. Рост дефицитности характерен для многих экологических товаров и услуг. Многие природные ресурсы непрерывно сокращаются и практически никогда не увеличиваются. Не так давно (не более ста лет назад) нетронутая дикая природа имела незначительную ценность. В настоящее время нетронутость природы является редкой, и поэтому ее маргинальная ценность выше.

Индивидуальные сдвиги в потребностях также могут приводить к изменениям реальной ценности. Агрегированные, или общественные потребности изменяются во времени (как правило, растут) как с изменением уровня жизни, так и вследствие простого увеличения численности населения, что приводит к изменениям в качестве и количестве соответствующих товаров и услуг. Индивидуальные потребности в экологических товарах и услугах зависят от персональных вкусов, доходов, и структуры цен на всю гамму товаров и услуг.

Общественная ценность экологических товаров и услуг является суммой ценностей, которыми обладают все члены общества. Если растет численность населения, растут также и агрегированные потребности, потенциально приводя к более высокой стоимости экологических товаров и услуг, а соответственно, к большим величинам экологического ущерба (или выгоды).

Увеличение дефицитности природных ресурсов, увеличение индивидуальных потребностей, и рост численности населения могут приводить к росту реальной стоимости природных ресурсов.

Многие экономисты предпочитают выполнять индексацию реальной стоимости экологических товаров или услуг в соответствии с темпами роста населения [10]. Это делается путем перемножения чистой выгоды среднестатистического индивидуума на численность населения, прогнозируемого для каждого последующего года.

Если имеется информация о возможных сдвигах в индивидуальных потребностях (предпочтениях), могут быть учтены как эти сдвиги, так и темпы роста численности населения. Рост индивидуальных потребностей может быть использован для оценок индивидуальной выгоды, которая затем может быть помножена на соответствующую численность населения.

9 Оценка стоимости риска здоровью

9.1 Риск, как основа оценки ущерба здоровью

Одним из наиболее важных и противоречивых вопросов во многих исследованиях по оценке ущерба окружающей среде является экономическая оценка риска здоровью человека. Этот вопрос является весьма актуальным, так как во многих случаях стоимость риска здоровью является относительно большой величиной в сравнении со стоимостью других видов риска. Например, исследования экологического ущерба, связанного с работой угольных ТЭС в европейских странах [9] и в России [4] показывают, что более 90% ущерба, который удастся оценить в экономических показателях, относятся к риску здоровью человека.

Оценки стоимости риска здоровью человека часто очень противоречивы, так как их часто смешивают с ценой жизни человека или макроэкономическим ущербом, связанным с преждевременной смертью человека, а не с риском для жизни. Большинство людей скептически относятся к попыткам оценить сколько стоит среднестатистический человек (индивидуум).

Стоимость риска здоровью человека должна оцениваться не стоимостью жизни, а **стоимостью риска для жизни**. В частности, экономическая величина риска здоровью представляет собой либо общественное согласие платить за то, чтобы избежать этот риск, либо согласие на компенсацию за то, чтобы претерпеть его [30,31]. Экономическая величина риска здоровью не является стоимостью определенной жизни или ущербом, связанным со смертью конкретного человека, она является стоимостью риска, которая разделена между всеми членами подверженного воздействию населения (если бы это был не ущерб, а выгода, то тогда она представляла бы собой определенную ценность, которой владели все члены рассматриваемого коллектива совместно). Эта величина основывается на совместном владении риском, без определения конкретных индивидуумов, на долю которых может выпасть смерть или болезнь.

Как и для других экологических рисков, стоимость (цена), которую индивидуум приписывает риску здоровью, зависит от вероятности реализации и величины ожидаемого ущерба. Эти ущербы включают реальные экономические затраты, такие как возрастающие медицинские расходы, потеря дохода и др., а также определяются уменьшением качества и продолжительности жизни [71]. Ранние попытки оценить стоимость риска здоровью основывались на подсчете только реальных экономических затрат. Индивидуумы тоже принимают во внимание эти реальные экономические затраты при выражении их "согласия платить" (СП) за то, чтобы избежать, или "согласия на компенсацию" (СК) за то, чтобы претерпеть риск здоровью.

Стоимости риска здоровью часто выражаются как стоимость одной статистической жизни. Это удобная, но не совсем точная терминология. Использование агрегированных значений стоимости, отнесенных к одной жизни человека, упрощает сопоставление ущербов, но создает впечатление, что при этом оценивается сама жизнь человека. На самом деле экономическая оценка риска выполняется обычно для очень малых значений риска. Например, может оказаться, что каждый дополнительный прирост (или уменьшение) риска смерти, вероятность которого составляет 1/100000, оценивается в 40\$. Если этому риску будет подвержено 100000 человек, то следует ожидать, что в результате может умереть один человек (т.е. статистическое ожидание будет составлять потерю одной человеческой жизни). Поскольку эта величина (риск потери одной жизни) относится к населению в 100000 человек, со стоимостью в 40\$ приходящейся на каждого индивидуума 1/100000 доли риска одной смерти, общая стоимость риска (статистического ожидания проявления риска) составит 4000000\$. Таким образом, единица измерения стоимости риска определится как стоимость статистической жизни (ССЖ), равная 4 миллионам долларов^{*}.

ССЖ используется для сравнительных оценок возможного ущерба (стоимости риска ущерба), и для избежания необходимости конкретизировать как вероятность фатального исхода, так и стоимость, относящуюся к величине изменения этой вероятности (увеличения или уменьшения). ССЖ не должно интерпретироваться как оценка стоимости жизни реального человека. Это является оценкой стоимости статистической жизни, полученной путем агрегирования (суммирования) стоимостей малых рисков, с которыми сталкивается все население в целом.

9.2 Обзор оценок стоимости риска здоровью. Цена риска здоровью для условий России

Оценки рисков здоровью, как в натуральных, так и в экономических показателях, подвержены существенным неопределенностям, которые могут достигать более порядка величины. Однако, несмотря на не очень большую точность абсолютных значений, эти оценки с успехом применяются в сопоставительных оценках. Методы оценки риска в натуральных показателях являются самостоятельной обширной областью исследований. Существует большое число оригинальных научных исследований, обзоров и книг, посвященных различным аспектам оценки риска. По проблемам оценки риска здоровью из отечественных работ в качестве примера можно отметить [75,76].

Имеется ряд аспектов, которые необходимо учитывать в отношении стоимости рисков здоровью от воздействия энергетических объектов на окружающую среду. Все значения стоимости рисков, единицей измерения которых является ССЖ, - это значения, агрегированные из оценок малых рисков. Возможно, если риски окажутся большими, то приведенные здесь значения могут быть неприменимы. Одной из причин, которая может приводить к более высоким оценкам стоимости больших рисков, является то, что люди в общей своей массе не принимают риск добровольно. Если вероятность фатального риска возраста-

^{*}) Этот классический пример был впервые использован для экономической оценки выгоды (уменьшения риска ущерба), связанной с применением ремней безопасности в автомобилях [72,73]. Значение ССЖ в 4 млн. \$ (1990) на основе таких оценок было получено в [74].

ет, люди согласны платить большую дополнительную сумму, чтобы избежать этот риск [31,77]. Поэтому рекомендуется в оценках использовать разную стоимость для разной величины риска смерти (см., например, [78]). Следовательно, сопоставление различных оценок стоимости риска следует выполнять для одинаковых средних величин риска смерти или болезни (вероятности события).

Важным моментом также является то, что величина, которую индивидум может согласиться заплатить за избежание риска (или величина компенсации, запрашиваемой за риск), зависит от его финансового состояния (пропорциональна доходу), что вполне естественно, так как максимальная плата за избежание риска ограничена доходом индивидума (см., например, [31]). Поэтому, средняя величина стоимости риска пропорциональна удельному ВВП (доле валового национального продукта, приходящегося на душу населения) Это подтверждается оценками стоимости риска здоровью, выполненными в разных странах [31,79]. И именно это соотношение мы используем для оценки стоимости риска здоровью для условий России.

* * *

До того как начались исследования по оценке стоимости риска здоровью, были развиты различные **методы оценки ущерба здоровью**, которые и использовались (да и часто используются сейчас) как для оценки макроэкономического ущерба уже состоявшегося или только возможного воздействия, так и для оценки стоимости риска ущерба. Среди них можно отметить три наиболее распространенных. Поход с использованием "человеческого капитала" является одним из оригинальных способов оценки ущерба в результате преждевременной смерти человека (см., например, [20]). В этом подходе предполагается, что ценность индивидуумов определяется их ожидаемым экономическим вкладом в национальную экономику. Человек рассматривается как производственный фактор, отсюда и термин "человеческий капитал". Экономическая эффективность трудовой деятельности человека в течение жизни (ущерб для общества в результате фатального исхода до начала трудовой деятельности) определяется, приблизительно, ожидаемым доходом индивидуума за жизненный цикл (подход с использованием "человеческого капитала" игнорирует в первом приближении стоимость поддержания человеческого производственного фактора в течение жизни). Так как он основывается на ожидаемом заработке за жизненный цикл, этот метод предполагает, что ущерб для общества от преждевременной смерти неработающих людей (инвалидов, пенсионеров, домашних хозяек) отсутствует.

Второй метод заключается в оценке расходов, связанных с последствиями различных воздействий на здоровье. В этом случае ущерб включает медицинские расходы, потери дохода, и другие возросшие расходы по проживанию. Эти методы не учитывают страдания (моральный ущерб) либо в ожидании последствий, либо при проявлении этого воздействия. Они также игнорируют другие виды уменьшения качества жизни, а также ценности, о которых эксперт может не подозревать или не в состоянии измерить. Поэтому, хотя эти расходы могут воздействовать на величину, которую индивидум соглашается заплатить за избежание риска, они не измеряют полную стоимость риска, а составляют лишь некоторую её долю.

Третий метод основывается на судебных решениях о возмещении по искам. Однако, как отмечалось выше в разделе 7.2.4, решения об искомом возмещении не оценивают стоимость риска, они оценивают стоимость ущерба конкретному индивидууму (включая моральный ущерб), что не имеет отношения к экономической оценке риска.

Как уже отмечалось выше, результаты, полученные первыми двумя методами, используются некоторыми авторами для оценки стоимости риска ущерба здоровью (как правило, в качестве оценки снизу), хотя специально развитые методы оценки стоимости риска дают величины на порядок более высокие.

* * *

Методы оценки стоимости рисков здоровью человека идентифицируют сумму, которую люди согласны заплатить за избежание риска, или принять в виде компенсации за риск (см. раздел 5). В основном это три следующих метода: 1) исследование разницы в зарплате для профессий с разной вероятностью риска здоровью, 2) исследование добровольной платы за снижение риска (установка ремней безопасности, кодировка от курения, и т.д.), и 3) социологические опросы. Результаты таких исследований проанализированы в [10,31,80,81] и некоторые из них, для которых указаны величины оцениваемого риска фатального исхода (вероятности события), а также среднего дохода исследуемой группы индивидуумов, приведены в таблице 1.

Первые десять работ, основываются на анализе выраженного предпочтения получать компенсацию типа дополнительная плата за дополнительный риск. Две работы основываются на анализе выраженного

предпочтения платить за снижение риска смерти при автомобильной аварии. Наконец, в последних трех исследованиях были использованы социологические опросы (методы контингентного оценивания) для выявления величины согласия платить за снижение определенного риска, либо компенсации за согласие претерпевать этот риск добровольно.

Хотя диапазон значений ССЖ, оцененных в разных работах, очень широк, следует отметить, что это связано прежде всего с рядом методических проблем, часть из которых обсуждалась выше. Так например, заниженные оценки стоимости риска, полученные методом анализа компенсации риска заработной платой, могут быть связаны с тем, что более рискованную профессию выбирают люди, имеющие пониженную чувствительность опасности. Некоторые из них могут получать удовольствие от дополнительного риска. Соответственно, необходимы меньшие добавки к заработной плате, чтобы побудить таких людей выбрать эти более рискованные профессии, что и приводит к заниженным результатам стоимости риска (в виде ССЖ).

С другой стороны, важно выделять другие причины приводящие к превышению среднего уровня оплаты труда. Как правило, компании, занимающие ведущие позиции на рынке, обеспечивают более высокую оплату труда даже для менее рискованных профессий. Это может приводить к завышению значения ССЖ [31].

Таблица 1. Оценки стоимости статистической жизни (ССЖ) по данным разных исследований

| Автор, год публикации | Метод оценки, источник информации | Средний риск | Годовой доход, \$ США (1990) | ССЖ, млн.\$ |
|---------------------------------------|--|--------------------|------------------------------|----------------|
| Smith [82], (1974) | Данные переписи США: профессии и зарплата | нет данных | 22640 | 7,2 |
| Smith [83], (1976) | Текущий обзор, 1967,1973. Статистические данные США. | 0,0001 | нет данных | 4,6 |
| Viscusi [84], (1978) | Обзор условий труда. Статистические данные США за 1969-1970 гг. | 0,0001 | 24800 | 4,1 |
| Marin and Psacharopoulos [85], (1982) | Анализ данных по смертности на производстве в Великобритании. Данные переписи в 1977 г. | 0,0001 | 11300 | 2,8 |
| Dillingham [86], (1985) | Обзор качества рабочей силы. Статистические данные США за 1977 г. | 0,00008 0,00014 | 20800 | 2,5-5,3 0,9 |
| Moore and Viscusi [87], (1988) | Исследование динамики доходов. Статистические данные США за 1982 г. | 0,00005 0,00008 | 19400 | 2,5 7,3 |
| Moore and Viscusi [88], (1988) | Обзор качества рабочей силы. Статистические данные США за 1977 г. Дисконтирование | 0,00006 | 24200 | 7,3 |
| Moore and Viscusi [89], (1989) | Исследование динамики доходов. Статистические данные США за 1982 г. Применение структурированной модели Маркова | 0,0001 | 19200 | 7,8 |
| Moore and Viscusi [90], (1990) | Исследование динамики доходов. Статистические данные США за 1982 г. Применение структурированной модели жизненного цикла | 0,0001 | 19200 | 16,2 |
| Kniesner and Leeth [91], (1991) | Ежегодный статистический справочник, Япония, 1986 | 0,00003 | 40000 | 7,6 |
| | Данные по промышленным авариям в Австралии, 1984-1985 | 0,0001 | 18200 | 3,3 |
| Blomquist [92], (1979) | Использование ремней безопасности для снижения риска смерти при аварии, 1972 | нет данных | 29800 | 1,2 |
| Atkinson and Halvorsen [74], (1990) | Выбор между риском автомобильной аварии и ценой, 1986 | нет данных | нет данных | 4,0 |

| | | | | |
|---|---|------------|------------|----------------------------------|
| Gerking, de Haan and Schulze [93], (1988) | Опрос 1984г, США. Согласие платить за снижение риска на работе, согласие на компенсацию за риск | нет данных | нет данных | 3,4 (СП) 8,8 (СК) |
| Jones-Lee [94], (1989) | Опрос 1982 г., Великобритания. Согласие платить за снижение риска автомобильной аварии. | нет данных | нет данных | 3,8 |
| Viscusi, Magat, and Huber [95], (1991) | Опрос 1987 г., США. Согласие платить за снижение риска автомобильной аварии | нет данных | 43800 | 2,7 (медианная) 9,7 (средняя) |

В ряде работ отмечается, что целесообразно выбирать величину ССЖ для США в пределах от 1 до 10 млн. долларов. В этом диапазоне находится большинство приведенных выше оценок. На основе анализа ряда приведенных в таблице 1, а также других исследований, в [10] была выбрана величина ССЖ в 4 млн. долларов (1989 г.). В работе [8] в оценках используется среднее значение ССЖ в 3,5 млн. долларов (1989), при доверительном диапазоне от 1,6 до 8,5 млн. долларов. Наконец, в работе [11] используются несколько разные средние значения ССЖ в зависимости от возраста, подвергаемых риску групп населения: 4 млн. долларов (1992) - для лиц моложе 65 лет (включая несовершеннолетних) и 3 млн. долларов - для лиц старше 65 лет. Поэтому, для США средняя величина ССЖ в 3,5-4 млн. долларов (1990) является достаточно обоснованной^{*)}.

В оценках Европейской Комиссии [9] для стран Западной Европы используется величина ССЖ в 2,6 млн. экю или 3,2 млн. долларов (1990), что коррелирует с величиной ССЖ для США в 4 млн. долларов, с учетом соотношения удельных ВВП США и Европейского Союза.

К сожалению, аналогичные оценки в отечественной литературе практически отсутствуют. Полностью соответствующие мировому уровню отечественные исследования по анализу и управлению риском здоровью (см., например, [67,97-99] используют единственную оценку стоимости риска здоровью для бывшего СССР, приведенную в работе [100], которая в настоящее время недоступна, по-видимому, даже специалистам. В [98] отмечается, что в работе [100] "...по приближенным значениям прибавки к зарплате 10^3 руб./год и дополнительной интенсивности риска 10^{-3} год⁻¹ (что в среднем характеризует условия труда горнорабочих)... получено значение субъективной цены человеко-сантизверта, равное 200 руб. (~250 дол.). В пересчете на единицы ущерба - сокращения ожидаемой предстоящей продолжительности жизни - это составит около 35 тыс. руб. (45 тыс. дол.) / (чел.год)...". Именно эти оценки (с соответствующими корректировками) используются для дальнейших количественных оценок в работах [98,99]. Очевидно, что анализ, основанный на одной единственной приближенной оценке, сделанной много лет назад (да еще для условий бывшего СССР), в настоящее время для условий России сильно затруднен. По-видимому, именно поэтому авторы [99] вынуждены пользоваться не средней оценкой ССЖ в 4 млн. долларов (которая вполне естественно представляется сильно завышенной), получаемой ими при корректировке и пересчете приведенных выше величин, а ее нижним значением в 300 тыс. долларов (в полученном ими диапазоне изменения 0,3-15 млн. долларов).

В работе [5] для оценки ССЖ для жителей бывшего СССР использовался пересчет данных значения ССЖ для жителей США в 4 млн. долларов (1989) исходя из гипотезы о пропорциональной связи ССЖ для жителей разных стран и [31,79]. Полагая, что удельный ВВП для бывшего СССР по разным оценкам составлял в 1989 г 30-40 % от ВВП США, была получена оценка ССЖ для жителей бывшего СССР в 1,5 млн. долларов (1989).

В развитие этой гипотезы о пропорциональной связи ССЖ и удельного ВВП можно попытаться оценить значение ССЖ для условий России в настоящее время. Примем за основу оценку среднего значения ССЖ для жителей США в 3,5 млн. долларов (1989) [8]. Полагая реальный рост доходов жителей США в 1989-1999 гг. в 2 % в год [101], получим, что в настоящее время ССЖ может оцениваться 4,2 млн. долларов (1989), а учитывая также, что внутренняя инфляция в США в этот же период составила около 1,5% в год [102], получим, что средняя величина ССЖ для жителей США составляет около 4,8 млн. долларов

^{*)} Более того, она находится в середине диапазона фактических общественных затрат на охрану жизни и здоровья индивидуумов, определяемых расходами, связанными с выполнением различных регулирующих норм. Так в работе [96] показано, что расходы на одну спасенную статистическую жизнь в США варьируются от 100 тыс. долларов (1984) за защиту водителя от травмирования о рулевую колонку до 132 млн. долларов за обеспечение безопасности мясных продуктов (исключение биологических добавок в корм крупному рогатому скоту. В этой же работе показано, что предлагаемое ужесточение регулирующих норм для примесей формальдегида приведет к дополнительным расходам в 72 млрд. долларов на одну статистическую жизнь.

(1999). Соотношение удельных ВВП США и России в последние годы составляет от 9 до 12 [101,103]**). Следовательно, для жителей России можно рекомендовать использовать в качестве среднего значения ССЖ величину в 400-530 тыс. долларов (1999).

Отметим, что существуют сомнения в эластичности среднего значения ССЖ по удельному ВВП. Так в работе [104] на основе метода компенсации риска дополнительной оплатой получено, ССЖ для жителей Индии оценивается примерно в 2 раза выше, чем это следует из оценки на основе сопоставления доходов жителей США и Индии. Однако, такое увеличение среднего ССЖ для России компенсируется соответствующим более высоким отношением среднего дохода жителя США к среднему доходу жителя России (приблизительно 20-25), по сравнению с отношением удельных ВВП (рядка 9-12). По нашему мнению для условий Индии, как и для условий России, нельзя быть уверенным в полученных результатах, основываясь на единственной оценке ССЖ методом компенсации зарплатой дополнительного риска.

Как и для любых неопределенных оценок, может быть выполнен анализ чувствительности, если значения стоимости риска здоровью являются существенной составляющей экологического ущерба. Разумный диапазон для анализа чувствительности, полученный из проанализированных исследований, варьируется для жителей России от 20 тыс. до 1 млн. \$. При этом нижняя граница определяется значением, оцениваемым с использованием "человеческого капитала" [20], а верхняя граница - путем пересчета контингентных оценок ССЖ для жителей США на условия России. Следует отметить некоторую искусственность конструкции такого диапазона, так как нижняя граница определяется величиной прямого экономического ущерба для общества, а верхняя - стоимостью риска ущерба.

* * *

Для оценки стоимости риска заболеваний или нефатальных рисков здоровью в работе [10] принята величина в 400000 \$ за статистическую болезнь (т.е. за болезнь или инвалидность одного человека в течение 40 лет, десяти человек - в течение 4-х лет, сорока человек - в течение одного года, и т.д.). Это составляет одну десятую стоимости фатального риска. Рекомендация оценивать стоимость риска болезни величиной равной одной десятой стоимости фатального риска впервые была приведена в [66]. Эта оценка стоимости риска болезни не является совершенной. Почти нет исследований в этой области, которые могли бы нам дать какое-либо определенное значение. Ясно, что имеется огромная разница между риском слезящихся глаз и полного паралича. Нет конкретной величины стоимости риска здоровью, которая одинаково хорошо описывала все виды рисков. Тогда как некоторые риски вреда здоровью (в том числе морального вреда) могут иметь небольшую стоимость, другие могут иметь стоимость, превышающую стоимость риска фатального исхода. На самом деле, можно иногда услышать, что люди предпочитают умереть, чем жить в невыносимых (по состоянию здоровья) условиях.

В принципе, методы оценки стоимости риска заболевания те же, что используются для оценки стоимости риска фатального исхода. Для США оценки разных авторов стоимости риска одного профессионального заболевания средней продолжительностью в 18 дней^{*)} (нефатального риска), выполненные на основе исследований разницы в зарплате для профессий с разным риском заболевания (определяемого серьезностью последствий, частотой и продолжительностью болезни), находятся в пределах от 12000 до 130000 \$ (1990) [31]. К сожалению на основе этого подхода трудно вывести определенную величину риска заболевания для населения. При этом следует учитывать, что один и тот же человек может в течение жизни несколько раз перенести одно и то же, а также и другие, заболевания, травмы, увечья и т. д.

В этом случае эффективными оказываются методы контингентного оценивания. В таблице 2 приведены контингентные оценки стоимости рисков разных заболеваний, полученные в разных исследованиях.

В первой из приведенных в таблице 2 работ [105] сообщается об экономической оценке индивидуумами рисков, связанных с химическим отбеливанием и очисткой слива, а именно риском отравления и ожога рук. Стоимость этих рисков представляется сильно завышенной. Такие высокие значения объясняются в [31] тем, что респонденты имеют тенденцию переоценивать стоимость риска последствий, имеющих очень малую вероятность (в данном случае $\sim 10^{-6}$). В последующей работе [107], оценивающей риски подобных последствий, но имеющих значительно большую вероятность ($\sim 10^{-3}$), величина

***) Предлагаемые в ряде работ приблизительно вдвое большие значения удельного ВВП для России, выражаемые в долларах США и определяемые по внутренним ценам, не могут быть использованы для наших оценок в силу того, что мы оцениваем величину ССЖ для России на основе оценок ССЖ для США, которые соотнесены с мировыми ценами.

*) Определено из статистических данных делением числа пропущенных дней по нетрудоспособности в целом по стране на число случаев заболеваний в 1983 г.

стоимости риска болезни оценивается от 700 до 3500 долларов. Соответственно, в работе [108] были получены уточненные данные для этих болезней. Наконец, в работе [109] данные работы [107] были переоценены с использованием функции полезности.

В работе [106] оценивается стоимость риска одного дня простудных заболеваний, которая варьируется от 35 долларов для насморка до 183 долларов для потери сознания.

Таблица 2. Контингентные оценки стоимости риска заболевания по данным разных исследований

| Автор, год публикации | Метод оценки, источник информации | Годовой доход, \$ США (1990) | Вид риска | Стоимость риска, \$ |
|---|---|------------------------------|--|---|
| Viscusi and Magat [105], (1987) | Интерактивный опрос по электронной почте в 1984 г. | 39800 | Отбеливание: отравление. Очистка слива кислотой: ожег рук, отравление | 0,65-1,78 млн. \$ 1,75 млн. \$ 1,06 млн. \$ |
| Berger et al. [106], (1987) | Опрос 119 респондентов в 1984-1985 гг. | нет данных | день определенной болезни | 98 \$ (кашель) 35 \$ (насморк) 57 \$ (боль в горле) 63 \$ (резь в глазах) 183 \$ (потеря сознания) 140 \$ (головная боль) 62 \$ (тошнота) |
| Viscusi, Magat, and Huber [107], (1987) | Опрос по электронной почте в 1986 г. | 42700 | Риск заболевания в результате воздействия инсектицидов и чистящих средств | Инсектициды: 1504 \$ (поражение кожи) 1742 \$ (ингаляция) 3489 \$ (отравление детей) Чистящие средства: 1113 \$ (отравление) 744 \$ (ожог глаз) 1232 \$ (отравление детей) |
| Viscusi, Magat, and Forrest [108], (1988) | Опрос по электронной почте в 1986 г. | 44600 | Риск воздействия инсектицидов | 2538 \$ (поражение кожи) 4709 \$ (отравление детей) |
| Evans and Viscusi [109], (1991) | Опрос по электронной почте в 1986 г. | 32700 | Риск заболевания в результате воздействия инсектицидов и чистящих средств. Оценка функции полезности | Инсектициды: 760 \$ (поражение кожи) 1040 \$ (ингаляция-взрослые) 2575 \$ (ингаляция-дети) 3000 \$ (отравление детей) Чистящие средства: 630 \$ (ожог глаз) 595 \$ (отравление-взрослые) 710 \$ (отравление-дети) |
| Viscusi, Magat, and Huber [95], (1991) | Опрос по электронной почте в 1988 г. (методы: "риск-риск", и "риск-доллар") | 41000 | Риск хронического бронхита | 0,32 от стоимости риска смерти 904000 \$ (риск-риск) 516000 \$ (риск-доллар) |
| Magat, Viscusi, and Huber [110], (1991) | Опрос по электронной почте в 1990 г. (метод: "риск-риск") | 35700 | Риск нервного заболевания, фатальной и нефатальной лимфомы | 1,6 млн. \$ (нервное заболевание), 2,6 млн. \$ (нефатальная лимфома), 4,1 млн. \$ (фатальная лимфома) |
| Krupnick and Cropper [111], (1992) | Переработка данных опроса [95] для больных бронхитом | 39700 | Риск хронического бронхита | 496800-691200 \$ (медианная оценка) |

В работе [95] был рассмотрен набор серьезных заболеваний, включая хронический бронхит. Стоимость снижения риска таких заболеваний оценивалась двумя путями. В первом случае респонденты оценивали стоимость риска заболевания в долях от стоимости риска фатального исхода. Полученная средняя величина оказалась равной 0,32 от стоимости риска гибели в автомобильной аварии (равной 4 млн. долларов), что дало оценку стоимости риска хронического бронхита в 904 тыс. долларов. Во втором случае оценивалось непосредственно согласие платить за избежание риска, что дало величину в 516 тыс. долларов. Этот же подход был развит в работе [110] на стоимости риска нервных заболеваний и фатальной и нефатальной лимфомы.

Авторы последней из приведенных работ [111] использовали результаты опроса [95], из которых они выбрали ответы только тех, кто действительно болен хроническими заболеваниями легких. Полученные оценки хорошо согласуются с рекомендациями работ [10] и [66] брать в качестве первого приближения за оценку стоимости риска заболеваний величину, равную одной десятой стоимости риска фатального исхода.

Приведенные выше данные и данные других исследований в переработанном виде были использованы в работе [11] для оценки стоимости ущерба окружающей среде от разных технологий производства электроэнергии. Так, например, для неканцерогенных воздействий центральная оценка стоимости риска хронического бронхита составила 210 тыс. долларов (1992), стоимость риска одного дня пониженной трудоспособности - 70 долларов, одного дня незначительного снижения трудоспособности - 24 доллара, одного дня с приступом астмы - 34 доллара, и одного дня с симптомом респираторного заболевания - 10 долларов. Для канцерогенных воздействий для случаев нефатального заболевания раком использовалось значение стоимости риска в 204 тыс. долларов, что несколько меньше одной десятой стоимости риска фатального исхода, используемой в [11] (которая составляла 4 млн. долларов для лиц моложе 65 лет и 3 млн. долларов для лиц старше 65 лет).

К сожалению нам не известны работы по оценке стоимости риска заболеваний для условий России. Обычно, все оценки стоимости ущерба в результате воздействия на здоровье ограничены подсчетом потерь (издержек), связанных с потерей дохода, медицинскими расходами и т.п. Однако, у нас есть все основания использовать рекомендации работ [10] и [66] и брать за оценку стоимости риска серьезных заболеваний величину, равную одной десятой стоимости фатального риска для жителей России. Соответствующая процедура уже была использована в [4,5] для оценок стоимости риска нефатальных заболеваний раком в результате радиационной аварии на АЭС.

9.4 Дисконтирование стоимости риска здоровью

В разделе 9.1 обсуждалось применение индивидуального, социального и других показателей временного предпочтения для дисконтирования будущих экологических ущербов и выигрышей. Эти показатели используются для сравнения будущих ущербов окружающей среде с сегодняшними ущербами. Специалисты по экономической оценке ресурсов окружающей среды расходятся во мнениях по вопросу следует ли вообще дисконтировать стоимости риска здоровью.

Сторонники дисконтирования считают, что если рискам здоровью приписывается экономическая ценность, то они должны быть совместимы с другими экономическими категориями. Они придерживаются мнения, что с точки зрения экономической эффективности риски здоровью, созданные в течение, скажем, сорокового и последнего года работы энергоустановки, должны быть дисконтированы, так как текущая величина стоимости этих рисков может быть положена под процент (инвестирована в доходное предприятие) на 40 лет и использована в будущем для выплаты компенсаций лицам, претерпевающим этот риск. Поэтому, с точки зрения полного равноправия, будущие стоимости риска здоровью должны дисконтироваться, так как альтернативная стоимость инвестиций в настоящее время будет превышать стоимость риска здоровью в будущем. Далее они утверждают, что отказ от дисконтирования будет равносителен завышению оценки стоимости будущих рисков здоровью по сравнению с сегодняшней стоимостью этих рисков.

Защитники дисконтирования отмечают, что риск фатального исхода через десять тысяч лет не причиняет нам, по-видимому, ничего, кроме огорчения для наиболее философски настроенных. Они утверждают, что мало кто согласится платить сколько-нибудь ощутимую компенсацию за так далеко отнесенный в будущее риск потери жизни. Такое расстояние во времени слишком абстрактно: либо цивилизация может закончиться раньше этого времени, либо научно-технический прогресс будет в состоянии нейтрализовать этот риск. Если фатальный риск, отстоящий так далеко во времени, практически не имеет стоимости для сегодняшнего поколения, то возникает вопрос, с какого момента дисконтирование теряет

смысл?, т.е. с какого момента приведенное (дисконтированное) значение будущего ущерба становится бесконечно малым?

Противники дисконтирования утверждают, что следует использовать нулевой коэффициент дисконтирования, в частности в отношении рисков для жизни и здоровья человека, что связано с моральными соображениями, так как жизнь человека в будущем так же ценна, как и в настоящее время [112]. Они считают, что для устойчивого развития требуется, чтобы стоимости будущих жизней ценились бы так же высоко, как и стоимости нынешних жизней. Более того, они утверждают, что дисконтирование (с нормой отличной от нуля) приводит к двойному сокращению будущих рисков, так как при расчете будущего риска он уже уменьшается в результате вероятности того, что он может быть и не реализован.

Они отмечают также недостаточное развитие современной микро и макроэкономической теории в части учета стоимости рисков здоровью. То, что риску для жизни должно быть приписано долларовое значение, для того, чтобы включить потери жизней в расчеты стоимости ущерба окружающей среде, не означает, что потеря жизни является строгой экономической категорией, подобно тому как юридическая (моральная) компенсация за боль и страдания не означает, что чье-либо страдание является чисто экономической категорией.

Наконец, они считают, что неправомерно дисконтировать такие долгосрочные риски, как риск захоронения высокоактивных ядерных отходов, или распространения ядерного оружия, что создает проблему риска на тысячелетия.

Более взвешенный подход к дисконтированию (дисконтирование с переменным коэффициентом - см. раздел 8.1) находится в настоящее время в стадии развития. Как показано в [31], респонденты, принимающие участие в контингентных исследованиях, обычно склонны уменьшать стоимость индивидуального риска здоровью с течением времени с достаточно высоким коэффициентом дисконтирования (индивидуальной нормой временного предпочтения) - 5-8 %. Такую величину коэффициента дисконтирования следует, по-видимому, использовать для дисконтирования краткосрочных рисков (от 0 до 10-15 лет). В среднесрочной перспективе для дисконтирования целесообразно использовать социальную норму временного предпочтения - 2-4 %. Наконец для долгосрочной перспективы (через 50-100 и более лет) следует использовать нормы приведения, учитывающие влияние научно-технического прогресса, -1-2%.

Следует различать условия дисконтирования острых и долговременных рисков. Большинство поллютантов создают риски здоровью на однократной основе. Например, каждая молекула сульфата, образовавшаяся в результате выбросов угольной ТЭС, которая вдыхается однажды одним человеком, не причиняет больше ущерба никому. Сульфаты также не задерживаются в окружающей среде в течение долгого периода времени. Поэтому, такие риски не являются долговременными. Риски могут быть долговременными в том смысле, что рак может возникнуть через много лет после начала воздействия пока не накопится соответствующая экспозиция от воздействия определенного вещества, но они не являются долговременными в том смысле, что одно и то же вещество не может продолжать оказывать воздействие на население. Будущие поколения могут избежать острых (непродолжительных) рисков просто перестав их создавать.

Однако, некоторые риски являются долговременными. Наиболее характерным примером таких рисков является риск, связанный с проблемой обращения с радиоактивными отходами. Будучи однажды созданными, радиоактивные отходы в течение длительного времени могут подвергать риску будущие поколения, которого им будет трудно избежать. Поэтому дисконтирование следует начинать с момента, когда создаются эти риски, независимо от того является ли этот риск риском отдельного индивидуума, подверженного воздействию какого-либо вещества, или риск является продолжительным и с ним с течением времени сталкивается ряд людей. Как только возникает риск, с этого момента и должно начинаться дисконтирование, а не позже. Это означает, что если риск порожден в какой-то момент времени - например, в момент когда произошла ингаляция сульфатов - независимо от того через какое время проявится эффект - его стоимостное значение должно дисконтироваться с момента экспозиции, а не с более позднего момента когда проявится эффект воздействия на здоровье. Отметим, что мы оцениваем (и дисконтируем) стоимость не последствий воздействия на здоровье, а риска здоровью.

Практический эффект этой процедуры демонстрирует простой пример. Предположим, что стоимость риска здоровью оценивается в 100 долларов. Если риск возникает сегодня, его приведенная текущая стоимость равна 100 долларов. Если этот же риск возникает через 40 лет, то его приведенная текущая стоимость составляет 31 доллар, при коэффициенте дисконтирования 3%. Если же в 100 долларов оценена стоимость последствий (результат воздействия), а не стоимость риска, и эти последствия проявляются через 20 лет, то чему будет равна приведенная текущая стоимость риска? Если риск возникает сегодня, а его последствия (ущерб) проявляются через 20 лет, то приведенная текущая стоимость этого ущерба состав-

ляет 55 долларов. В случае, если этот же риск создается 40 лет спустя, то последствия проявляются еще через 20 лет (т.е. 60 лет спустя). Тогда приведенная текущая стоимость этих последствий составит 17 долларов. Ясно, что существует разница, что мы оцениваем - приведенную (дисконтированную) стоимость риска наступления каких-либо последствий или приведенную (дисконтированную) стоимость этих последствий.

Следует особо подчеркнуть, что этот подход согласуется с описанными в настоящей работе методами оценки стоимости риска для жизни, а не стоимости самой жизни. Оценивается стоимость непосредственно возникающего риска, а не отложенных результатов воздействий на здоровье. Наконец, такой подход является наиболее консервативным, так как приведенная стоимость риска здоровью оценивается на момент возникновения этого риска (в любом другом случае величина этой стоимости оказалась бы ниже).

Сторонники такого подхода утверждают, что дисконтирование с момента возникновения риска позволяет преодолеть большинство возражений против дисконтирования: будущие поколения будут всегда иметь возможность избежания этого риска. Они могут это сделать прекратив эксплуатацию оборудования, создающего эти риски. Кроме того, так как оценивается стоимость риска здоровью, а не стоимость последствий воздействия на здоровье, стоимости рисков здоровью, связанных с воздействиями, последствия которых могут проявиться через много лет, например, раковыми заболеваниями, не дисконтируются в большей мере, чем стоимости рисков здоровью, связанных с более острыми проявлениями последствий воздействия, подобными фатальным случаям при строительстве. Риски здоровью, связанные с продолжительными воздействиями, подобные рискам, связанным с размещением радиоактивных отходов, должны подсчитываться с момента времени, когда образовались эти отходы (с учетом дисконтного сокращения стоимости в каждый последующий год), а не с момента времени (по истечении многих лет), когда проявятся результаты их воздействия на здоровье.

Заключение

Таким образом, анализ проблемы оценки ущерба окружающей среде для различных энергетических технологий показал необходимость развития соответствующей методологии для условий рыночной экономики. Стоимости некомпенсированного ущерба окружающей среде от воздействия энергетических объектов определяют "внешние стоимости", или "внешние цены", или "экстернальности", которые изучаются в теории социального благоденствия, развитой для условий рыночной экономики.

Для экономической оценки воздействия энергетических объектов на окружающую среду и управления этим воздействием на разных этапах используются различные подходы, методы и модели, объединенные в единую методологическую цепочку от источника (причины) воздействия до объекта (реципиента) воздействия. Такой объединенный подход получил различные названия: "метод функции ущерба", "метод цепочек воздействия", "метод поллютивных цепочек" и т.д. В принципе, этот подход может быть разделен на пять стадий: идентификация, распространение, квантификация, монетизация, и интернализация.

Для развития методов рыночной оценки ущерба окружающей среде необходимо определиться с понятиями "ценности", "цены", "стоимости" экологических товаров и услуг, которые рассматриваются только в контексте пользы, приносимой человеку. Для экономического управления воздействием применяется подход "затраты-выгода", который для условий рыночной экономики должен основываться на ценах, а не на издержках.

Основной подход современной экологической экономики заключается в определении экономического ущерба как рыночной стоимости риска неблагоприятных последствий для здоровья человека и окружающей среды в результате тех или иных видов воздействия. Методологическую основу оценки стоимости риска составляют возможности определения денежной суммы, которую индивидуум "согласен платить" за избежание риска ущерба (как своему здоровью, так и объектам окружающей среды, в том числе хозяйственным объектам), или "согласен получить в качестве компенсации" за то, чтобы претерпевать этот риск добровольно. Методы оценки величины и стоимости некоторых рисков в настоящее время достаточно развиты. Однако, следует проявлять осторожность в обращении с различными аспектами, приводящими к неверному восприятию риска, неограниченно большой стоимости риска, очень малой (нулевой) стоимости риска, или вообще к неприятию риска.

До начала серьезных исследований воздействия топливных циклов производства электроэнергии на окружающую среду необходимо определить границы этих исследований: какие стадии топливного цикла

включать в анализ? учитывать ли ущербы смежных производств? чьи интересы (ведомственные, региональные, национальные, или глобальные) следует учитывать при оценке воздействия на окружающую среду? какой вид оценок (усредненные или адресные) необходим для решения конкретной задачи? достаточен ли объем исходной информации? можно ли для оценок использовать данные, полученные в других исследованиях? и т.д.

Последствия воздействия энергетических объектов на окружающую среду можно разделить на: 1) последствия, для экономической оценки которых можно использовать существующие рыночные цены; 2) последствия, для которых стоимость ущерба можно вывести косвенным путем, даже если рыночных цен для них не существует; 3) эффекты (последствия), не поддающиеся оценке в рыночных показателях.

Для оценок стоимости нерыночных товаров и услуг могут быть использованы различные методы, включая: методы компенсации и контроля; методы выраженного предпочтения; методы контингентного оценивания; методы искового возмещения. Методы выраженного предпочтения и контингентного оценивания определяют величины "согласия платить" или "согласия на компенсацию": в первом случае - на основе уже сложившейся (выраженной) практики, например, более высокой цены более безопасных товаров, или более высокой зарплаты за дополнительный риск; во втором случае - путем выборочного (репрезентативного) опроса различных контингентов населения.

Эффекты, не поддающиеся оценке в экономических показателях на современном уровне развития научных знаний, должны учитываться в процессах принятия решений в рамках двухстадийного многокритериального анализа, для которого развиты различные формализованные методы.

Особое значение имеет согласование (учет дисконтирования и эскалации цен) оценок ущерба для продолжительных воздействий, или воздействий, которые могут иметь место в будущем. Для длительных воздействий целесообразно выполнять дисконтирование с разным коэффициентом для разных интервалов времени: от 0 до 10-15 лет - по индивидуальной норме временного предпочтения; от 10-15 лет до 50-100 лет - по социальной норме временного предпочтения; и свыше 50-100 лет - по нормам приведения, учитывающим влияние научно-технического прогресса.

Анализ исследований стоимости риска здоровью (выполненных разными методами, в разных странах, для разных видов риска, разных уровней риска, разных видов заболеваний, и для разного дохода анализируемого контингента населения) позволил выявить основные закономерности, связанные с оценкой стоимости статистической жизни (т.е. агрегированной единицы большого числа малых рисков фатального исхода) и стоимости нефатального риска для заболеваний различной тяжести. На основе существующих оценок стоимости статистической жизни для жителей США и выявленной закономерности взаимосвязи этой стоимости с уровнем доходов изучаемого контингента сделана оценка стоимости риска фатального исхода (статистической стоимости жизни) для условий России. Получено, что в 1999 году для жителей России стоимость статистической жизни (цена риска) составила 400-520 тыс. долларов США. За стоимость риска серьезной болезни (пожизненная инвалидность) рекомендуется брать величину, равную одной десятой стоимости риска фатального исхода.

* * *

Выполненный анализ и оценки стоимости риска здоровью, полученные для условий России, создают методологическую основу для сопоставительных оценок экономического ущерба от воздействия на окружающую среду энергетических технологий в России для условий рыночной экономики.

Список литературы

1. *Pigou A.C.* The Economics of Welfare. New York: Macmillan, 1924.
2. *Mishan E.* The Postwar Literature on Externalities: An Interpretive Essay // Journal of Economic Literature. Vol. 9, 1971, p. 1-28.
3. *Гирусов Э.В., Бобылев С.Н., Новоселов А.Л., Чепурных Н.В.* Экология и экономика природопользования. М.: ЮНИТИ, 1998, 455 с.
4. *Афанасьев А.А.* Воздействие энергетики на окружающую среду: внешние издержки и проблемы принятия решений: Препринт № ИВРАЕ-98-14. М.: ИБРАЭ РАН, 1998. 56 с.
5. *Афанасьев А.А.* К методике оценки экономических последствий чрезвычайных ситуаций в системах энергетики (социальная или внешняя стоимость электроэнергии) // Методические вопросы исследования надежности больших систем энергетики. Вып.47: Надежность и безопасность стареющих систем энергетики. (Сб. докладов 66-го заседания Всероссийского научного семинара). Киев, 1995. С. 146-153.
6. *Bergland O.* Externalities in economic theory and literature // in "External Effects in the Utilization of Renewable Energy". Report of the Seminar at the Technical University of Denmark, Lyngby, 16 September 1993. Risoe National Laboratory, 1993. p. 11-28.
7. *US DOE.* Electricity Generation and Environmental Externalities: Case Studies // Report of Energy Information Administration withing the U.S. Department of Energy, DOE/EIA-0598, Washington, DC. 1995. 98 p.
8. *ORNL.* External Costs and Benefits of Fuel Cycles: A Study by the U.S. Department of Energy and the Commission of the European Communities // Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future, Reports No.1-8, Washington, DC: McGraw-Hill/Utility Data Institute, 1992-1995.
9. *European Commission.* ExternE - Externalities of Energy // European Commission, DGXII Science, Research and Development, JOULE Programme Reports: Vol. 1-6 (EUR 16520-16525). Brussels - Luxembourg, 1995.
10. *Ottinger R., Wooley D.R., Robinson N.A. et. al.* Environmental Costs of Electricity. New York, London, Rom: Oceana Publications. 1990. 769 p.
11. *Rowe R.D, Lang S.M., Chestnut L.G. et all.* The New York Electricity Externality Study. Originally Prepared by RCG/Hagler Bailly for Empire State Electric Energy Research Corporation (ESEERCO). New York: Oceana Publications, 1995. Vol. 1 (839 p.); Vol. 2 (720 p.).
12. The Role of Environmental Impact Assesement in the Decisionmaking Process // Proceedings of the international workshop held in Heidelberg, FRG, August 1987. Ed. by *Herbert Paschen.* – Berlin: Erich Schmidt, 1989. 336 pp.
13. *Hobs B.F. and Meier P.M.* Multicriteria Methods for Resource Planning: An Experimental Comparison // IEEE Transactions on Power Systems, Vol. 9, No. 4, 1994.
14. *Boone C., Howes H., and Reuber B.* A Canadian Utility's Experience in Linking Sustainable Development, Full Cost Accounting, and Environmental Impact Assessment // Proceedings of the Annual Conference of the International Association for Impact Assessment, Durban, South Africa, June 26, 1995.
15. *Афанасьев А.А., Максименко Б.П.* Подходы к оценке внешней стоимости топливных циклов в проекте ExternE // Атомная техника за рубежом. 1998. № 10. С. 3-9.
16. *Чепурных Н.В., Новоселов А.Л., Дунаевский Л.В.* Экономика природопользования: эффективность, ущербы, риски. М.: Наука, 1998, 253 с.
17. Охрана окружающей среды. Модели управления чистотой природной среды / Под ред. *К.Г.Гофмана и А.А.Гусева.* М.: Экономика, 1977, 231 с.
18. *BPA.* Issue Backgrounder: Counting the Costs - How BPA Performs Environmental Cost Analysis // Bonneville Power Administration, DOE/BP-405, June 1985.

19. *Hershaft Alex.* Air pollution damage functions // *Environmental Science & Technology*, Vol.10, No.10, October 1976. p.992-995.
20. *Афанасьев А.А., Максименко Б.П.* Воздействие энергетики на окружающую среду: 3. Методологические аспекты оценки экономического ущерба здоровью: Препринт № ИВРАЕ-99-12. М.: ИБРАЭ РАН, 1998. 24 с.
21. *Кузьмин И.И., Романов С.В.* Риск и безопасность с точки зрения системной динамики // *Радиационная безопасность и защита АЭС*. М.: Энергоатомиздат, 1991. Вып. 13. С. 82 - 105.
22. МГУ. Экономика природопользования / Под ред. *Т.С.Хачатурова*. М.: Изд. МГУ, 1991. 271 с.
23. *Varner G.* Do Species Have Standing? // *Environmental Ethics*, Vol.9, No 1, Spring 1987.
24. *Krutilla J., Fisher A.* The Economics of Natural Environments / Resources for the Future. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 1975.
25. *Bower B., Kneese A.* Managing Water Quality. Baltimore, MD: Johns Hopkins Press, 1968.
26. *Голуб А.А., Струкова Е.Б.* Экономические методы управления природопользованием. М.: Наука, 1993, 136 с.
27. *Гофман К.Г.* Методы экономической оценки природных ресурсов. М.: Академия народного хозяйства СССР, 1980, 71 с.
28. *Samuelson P.* Economics. New York: McGraw-Hill, 1973.
29. *Resher N.* Risk: A Philosophical Introduction to the Theory of Risk Evaluation and Management. Lanham, MD: University Press of America, 1983.
30. *Viscusi W.* Toward a Diminished Role for Tort Liability: Social Insurance, Government Regulation, and Contemporary Risks to Health and Safety // *Yale Journal on Regulation*, Vol. 6, No. 1, Winter, 1989.
31. *Viscusi W.* Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities for Risk. New York, Oxford: Oxford University Press, 1995, 306 p.
32. *Балацкий О.Ф., Мельник Л.Г., Яковлев А.Ф.* Экономика и качество окружающей природной среды. Ленинград: Гидрометеиздат, 1984, 190 с.
33. *Мельник Л.Г.* Экономические проблемы воспроизводства природной среды. Харьков: Выща школа. Изд. при ХГУ, 1988, 159 с.
34. *Hohmeyer O.* Social Costs of Energy Consumption. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, 1988. 190 p.
35. *Nordhaus W.D.* Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change. Cambridge, MA: MIT Press, 1993.
36. *Reilly J.M., Richrds K.R.* Climate Change Damage and the Trace Gas Index Issue // *Environmental and Resource Economics*, No. 3, 1993, p. 41-61.
37. *Willig R.* Consumers' Surplus Without Apology // *American Economic Review*, Vol. 66, No. 4, September, 1976, p. 589.
38. *Hoevenagel R.* A Comparison of Economic Valuation Techniques / Paper presented at Charmey-workshop, February 14-17,1991. Charmey, Switzerland. 28p.
39. *Hoevenagel R.* An Assessment of the Contingent Valuation Method / Paper presented at Charmey-workshop, February14-17, 1991. Charmey, Switzerland. 46p.
40. *Hammack J., Brown G.* Waterfowl and Wetlands: Towards Bioeconomic Analysis. Baltimore, Md.: John Hopkins, 1974.
41. *Mitchel R., Carson R.* Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington, D.C.: Resources for the Future, 1989.
42. *Bishop R., Heberlein T.* Measuring Values of Extramarket Goods: Are Indirect Measures Biased? // *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 61, 1979, p. 926.

43. *Hoehn J., Randal A.* Incentives and Performance in Contingent Valuation // Mimeo, University of Kentucky, February 1983.
44. *Kahneman D., Tversky A.* Prospect Theory: An Analysis of Decision Under Risk // *Econometrica*, Vol. 47, No. 2, March 1979.
45. *Hanemann W.* Willingness to Pay or Willingness to Accept: How Much Can They Differ? // University of California, Working Paper No. 328. Berkeley, Cal., March 1986.
46. *Fisher A.* Energy and Environment in the Long Term // *Energy Policy*, Vol. 17, No. 2, April 1989, p. 84.
47. *Hardin G.* Tragedy of the Commons // *Science*, Vol. 162, 1968.
48. *Carson R., Navarro P.* Natural Resources Damage Assessment // *Natural Resources Journal*, Fall 1988, p. 815.
49. *Gregory R., Mendelsohn R., Slovic P.* Review of Uncertainty and Risk in BPA-Sponsored Analysis of Energy Resources. Bonneville Power Administration, Portland, OR, 1987.
50. *Meyer P., Cheslak E., et al.* Calculation of Environmental Cost and Benefits Associated with Hydropower Development in the Pacific Northwest. Bonneville Power Administration, Portland, OR, 1986.
51. Будущее мировой экономики. Доклад группы экспертов ООН во главе с *В.Леонтьевым*. М.: Международные отношения, 1979. 216 с.
52. *Леонтьев В.* Экономические эссе. Теории, исследования, факты и политика. М.: Изд. политической литературы, 1990. 415 с.
53. *Шапот Д.В., Беленький В.З., Лукацкий А.М.* Методы исследования взаимосвязей экономики и энергетики // *Известия РАН. Энергетика*. 1995. № 6. С.13-23.
54. *Campen J.* Benefit, Cost and Beyond. Cambridge, Mass.: Ballinger Publishing Co., 1986, p. 33.
55. *Reitze A.W., Jr., Rowe D.J.* The Price-Anderson Act - Limited Liability for the Nuclear Industry // *Environmental Law Reporter*, Vol. 17, No. 6, June, p. 1085-10196.
56. *Госплан СССР, Госстрой СССР, АН СССР.* Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного народному хозяйству загрязнением окружающей Среды. (Одобрена постановлением Госплана СССР, Госстроя СССР и Президиума АН СССР от 21.10.1983 г. № 254/284/134). М.: Экономика, 1986. 93 с.
57. *Masterson T., Barnet-Wiemer H.* Evaluation of Mass Balance Investigations in Coal-Fired Power Plants // Bericht der Institut fuer Chemische Technologie der Nuklearen Entsorgung, Kernforschungsanlage Juelich GmbH, October 1987, 49 s.
Шпирт М.Я., Клер В.Р., Перциков И.З. Неорганические компоненты твердых топлив. М.: Химия, 1990. 239 с.
58. *Волков Э.П.* Контроль загазованности атмосферы выбросами ТЭС. М.: Энергоатомиздат, 1986. 256 с.
59. *Егоров Ю.А.* Основы радиационной безопасности атомных электростанций. М.: Энергоиздат, 1982.
60. *Афанасьев А.А., Кархов А.Н., Максименко Б.П.* Методы оценки экономического ущерба (социальной стоимости) от воздействия энергетических объектов на окружающую среду. 1-й этап: Методические исследования и разработки с использованием данных аварии на ЧАЭС // Отчет ИБРАЭ РАН № 3-92. Москва, 1992, 49 с.
61. *Кархов А.Н.* Методика оценки ущерба от крупной аварии на АЭС // Подходы к экономической оценке ущербов, связанных с радиационными авариями и загрязнениями. Материалы рабочего совещания 25 апреля 1994 г. Москва / М.: Объединенный Научный Совет РАН по проблемам экологии. Информационный бюллетень, выпуск 2, 1994. С. 42-60.
62. *Freeman A.* The Benefits of Environmental Improvement. Baltimore, MD.: John Hopkins Press, 1979.

63. *Clawson M, Knetsch J.* Economics of Outdoor Recreation / Resources for the Future. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1966.
64. *Кархов А.Н.* Равновесное ценообразование в энергетике на основе дисконтированной стоимости: Препринт № ИБРАЕ-98-07. М.: ИБРАЭ РАН, 1998. 59 с.
65. *Кархов А.Н.* Предельные издержки и равновесные цены в микроэкономике: Препринт № ИБРАЕ-99-02. М.: ИБРАЭ РАН, 1999. 34 с.
66. *Shuman M., Cavanagh R.* A Model Conservation and Electric Power Plan for the Pacific Northwest, Appendix 2. Seattle, WA: Northwest Conservation Act Coalition, November 1982.
67. *Демин В.Ф., Кутьков В.А., Голиков В.Я., Дунаевский Л.В.* Экономические показатели анализа риска // Атомная Энергия, т.87, вып.6, декабрь 1999. С 486-494.
68. *BPA.* Generic Coal Study: Quantification and Valuation of Environmental Impacts. Bonneville Power Administration, January 1987.
69. *Sen A.K.* Approaches to the Choice of Discount Rates for Social Benefit-Cost Analysis // in *Robert C. Lind, et al.* Discounting for Time and Risk in Energy Policy / Washington, D.C.: Resources for the Future, 1982.
70. *Markandya A.* Development, the Environment, and the Social Rate of Discounting // World Bank Research Observer, 6(2), July 1992.
71. *Cannon J.S.* The Health Cost of Air Pollution. New York: American Lung Association, 1990.
72. *Peltzman S.* The Effects of Automobile Safety Regulation // Journal of Political Economy, 83(4), 1975, p. 677-725.
73. *Blomquist G.* The Regulation of Motor Vehicle and Traffic Safety. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1988.
74. *Atkinson S.E., Halvorsen R.* The Valuation of Risks to Life: Evidence from the Market for Automobiles // Review of Economics and Statistics, 72(1), 1990, p. 133-136.
75. *Демин В.Ф.* Научно-методические аспекты оценки риска // Атомная энергия, Т. 86, вып. 1, январь 1999. С. 46 - 32.
76. *ГНТП.* Разработка научных основ безопасности населения, окружающей среды и технических систем по критериям надежности и риска // Итоговый отчет по проекту 1.4 Государственной научно-технической программы России "Безопасность населения и народно-хозяйственных объектов с учетом риска возникновения природных и техногенных катастроф", М.: ИБРАЭ РАН, 1995
- Часть 1. Развитие общих положений теории безопасности технических систем, персонала и окружающей среды. 59 с.
- Часть 2. Разработка концепции приемлемого риска для вновь создаваемых и модернизируемых объектов и систем. 111 с.
- Часть 3. Основные положения концепции управления безопасностью при воздействии антропогенных и природных опасностей и их обоснование. 77 с.
- Часть 4. Методы оценки экономического ущерба. 113 с.
77. *Viscusi W.* The Valuation of Risk to Life and Health: Guidelines for Policy Analysis // in Proceedings of 1984 NSF Conference "Benefits Assessment: The State of the Art". Dordrecht, Holland: Reidel Publishers, 1986, p. 193 - 210.
78. *Новиков Г.А.* Техногенный риск и качество жизни // Центр общественной информации по атомной энергии. Информационный бюллетень 1991. М.: ЦНИИАтоминформ, 1992. С. 123 -131.
79. *Viscusi W., Evans W.* Utility Function that Depend on Health Status: Estimates and Economic Applications // American Economic Review, 80(2), p. 353 - 374.

80. *Кархов А.Н., Максименко Б.П.* Некоторые проблемы экономического управления риском // В сб. "Социально-экономические и экологические аспекты анализа риска" (на основе выступлений на Семинаре "Социально-экономические и экологические аспекты анализа риска. Страхование потенциально опасных объектов", Иркутск, август 1992 г.), Иркутск: СЭИ СО РАН, 1993.
81. *Афанасьев А.А., Максименко Б.П.* К вопросу о полной стоимости электроэнергии: Анализ оценок стоимости статистической жизни // Отчет ИБРАЭ РАН № 2-95. Москва, 1995, 22 с.
82. *Smith R.S.* The Feasibility of an 'Injury Tax' Approach to Occupational Safety // *Law and Contemporary Problems*, 1976, 38(4), p. 730 - 744.
83. *Smith R.S.* The Occupational Safety and Health Act: Its Goals and Achievements. Washington state: American Enterprise Institute, 1976.
84. *Viscusi W.K.* Labor Market Valuations of Life and Limb: Empirical Estimates and Policy Implications // *Public Policy*, 26(3), p. 359 - 386.
85. *Marin A., Psacharopoulos G.* The Reward for Risk in the Labor Market: Evidence from the United Kingdom and a Reconciliation with Other Studies // *Journal of Political Economy*, 90(4), 1982, p. 827 - 853.
86. *Dillingham A.* The Influence of Risk Variable Definition on Value of Life Estimates // *Economic Inquiry*, 24, 1985, p. 277 - 294.
87. *Moore M.G., Viscusi W.K.* Doubling the Estimated Value of Life: Results Using New Occupational Mortality Data // *Journal of Policy Analysis and Management*, 7(3), 1988, p. 476 - 490.
88. *Moore M.G., Viscusi W.K.* The Quantity Adjusted Value of Life // *Economic Inquiry*, 26(3), 1998, p. 369 - 388.
89. *Moore M.G., Viscusi W.K.* Promoting Safety through Workers' Compensation // *Rand Journal of Economics*, 20(4), 1989, p. 499 - 515.
90. *Moore M.G., Viscusi W.K.* Models for Estimating Discount Rates for Long-Term Health Risks Using Labor Market Data // *Journal of Risk and Uncertainty*, 3(4), 1990, p. 381-402.
91. *Knieszner T.J., Leeth J.D.* Compensating Wage Differentials for Fatal Injury in Australia, Japan, and the United States // *Journal of Risk and Uncertainty*, 4(1), 1991, p. 75-90.
92. *Blomquist G.* Value of Life Saving: Implications of Consumption Activity // *Journal of Political Economy*, 96(4), 1979, p. 675 -700.
93. *Gerking S., de Haan M., Schulze W.* The Marginal Value of Job Safety: A Contingent Valuation Study // *Journal of Risk and Uncertainty*, 1(2), 1988, p. 185-200.
94. *Jones-Lee M.W.* The Economics of Safety and Physical Risk. Oxford: Basil Blackwell, 1989.
95. *Viscusi W.K., Magat W.A., Huber J.* Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Tradeoffs // *Journal of Environmental Economics and Management*, 201, 1991, p. 32 - 57.
96. *Morrall J.* A Review of the Record // *Regulation*, November/December 1986, p.25.
97. *Быков А.А., Ушмаева Т.М.* Методы анализа влияния промышленных объектов на здоровье. М.: ВЗПИ, 1994. 117 с.
98. *Быков А.А., Мурзин Н.В.* Проблемы безопасности человека, общества и природы. СПб.: Наука, 1997. 247 с.
99. *Быков А.А., Соленова Л.Г., Земляная Г.М., Фурман В.Д.* Методические рекомендации по анализу и управлению риском воздействия на здоровье населения вредных факторов окружающей среды. М.: АНКИЛ, 1999. 72 с.
100. *Легасов В.А., Демин В.Ф., Шевелев Я.В.* Экономика безопасности ядерной энергетики // Препринт ИАЭ-4072/3, 1984.
101. *The World Bank Group.* GNP per capita /
 - a) <http://www.worldbank.org/depweb/english/modules/economic/gnp/databig.htm>
 - b) <http://wbIn0018.worldbank.org/pds/compet...349593d593389e88525648f00641829?OpenView>

102. CIA. The World Factbook 1999 / <http://www.odci.gov/cia/publications/factbook/index.htm>
103. *United Nations Statistics Division*. Indicators of income and economic activity / <http://www.un.org/Depts/unsd/social/inc-eco.htm>
104. *Simon N.V., Cropper M.L., Alberini A., Arona S.* Valuing Mortality Reductions in India: A Study of Compensating-Wage Differentials (March 1999) / http://www.worldbank.org/nipr/work_paper/wps2078.htm
105. *Viscusi W.K., Magat W.A.* Learning about Risk: Consumer and Worker Responses to Hazard Warnings. Cambridge: Harvard University Press, 1987.
106. *Berger M.C. et al.* Valuing Changes in Health Risks: A comparison of Alternative Measures // *Southern Economic Journal*, 53(4), 1987, p. 967 - 984.
107. *Viscusi W.K., Magat W.A., Huber J.* An Investigation of the Rationality of Consumer Valuations of Multiple Health Risks // *Rand Journal of Economics*, 18(4), 1987. p. 465 - 479/
108. *Viscusi W.K., Magat W.A., Forrest A.* Altruistic Consumer Valuations of Multiple Health Risks // *Journal of Policy Analysis and Management*, 7(2), 1987, p. 227 - 245.
109. *Evans W., Viscusi W.K.* Estimation of State-Dependent Utility Functions Using Survey Data // *Review of Economics and Statistics*, 73, 1991, p. 94 - 104.
110. *Magat W.A., Viscusi W.K., Huber J.* The Risk-Risk Metric for Valuing Chronic Health Risks: Application of the Contingent Valuation Method to Cancer and Nerve Disease / Report to U.S. EPA, 1991.
111. *Krupnick A.J., Cropper M.L.* The Effect of Information on Health Risk Valuations // *Journal of Risk and Uncertainty*, 5(2), 1992, p. 29 - 40.
112. *Weiss E.* In Fairness to Future Generation: International Law, Common Patrimony, and Intergenerational Equity. NY: Dobbs Ferry, 1989, p. 152 - 153.