

А.К. ЧЕРКАШИНИнститут географии им. В.Б. Сочавы СО РАН,
664033, Иркутск, ул. Улан-Баторская, 1, Россия, akcherk@irnok.net**МОДЕЛИРОВАНИЕ И КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ
ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ**

Формулируются теоретические основы оценки воздействия хозяйственной деятельности на состояние окружающей среды методами математического моделирования и тематического картографирования. Теоретически среда рассматривается как поверхность — многообразие связи различных факторов и условий, касательные плоскости к которой соответствуют природным системам (экосистемам) разного рода, индивидуальным по своим связям с окружающей средой (точкам касания). Примером отображения многообразия сред являются ландшафтно-типологические карты территории. Уравнение плоскости задает связи факторных параметров экосистем с учетом их смещения относительно средовых координат этих опорных точек. В зависимости от содержания параметров формируются разные типы системных интерпретаций этих уравнений (типы моделей) с количественными критериями изменения состояния окружающей среды, например мерами ответственности и эффективности принимаемых решений. Оценка воздействия на окружающую среду в основном учитывает изменение состояния природных систем, а не преобразование их среды, поэтому предлагаются способы различения соответствующих показателей и выделения особенностей их управляемых изменений. Закономерно прослеживается антисимметричность изменчивости и устойчивости по факторам и условиям хозяйственной деятельности, что показано при моделировании воздействия экономических процессов на состояние окружающей среды: оценивалось влияние величины валового регионального продукта на объемы выбросов в атмосферу загрязняющих веществ и сбросов сточных вод и на здоровье населения. Результаты исследований ориентированы на разработку методов математического моделирования взаимосвязей экологического, экономического и социального блоков территориальных систем для решения задач тематического картографирования и поиска оптимальных решений в области природопользования.

Ключевые слова: оценка воздействия на окружающую среду, математическое моделирование, тематическое картографирование, факторы и условия, многообразие природной среды.

A.K. CHERKASHINV.B. Sochava Institute of Geography, Siberian Branch,
Russian Academy of Sciences, ul. Ulan-Batorskaya, 1, Irkutsk, 664033, Russia, akcherk@irnok.net**ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF ECONOMIC ACTIVITY:
PROBLEMS OF MODELING AND MAPPING**

A theoretical framework for environmental impact assessment of economic activity is formulated by using methods of mathematical modeling and thematic mapping. Theoretically, environment is considered as a surface of variety (manifold), linking various factors and conditions. Tangential planes to the surface correspond to any natural systems (ecosystems), individual according to their connections with the environment (points of tangency). An example of the display of the environmental variety is provided by landscape-typological maps of a territory. The equation of the plane specifies connections of factor parameters of ecosystems by taking into account their shift relative to environmental coordinates of these reference points. Different types of systemic interpretations of these equations (types of models) are formed with various quantitative criteria for change of in environmental status, such as the measures of responsibility and effectiveness of decisions made. Environmental impact assessment methods generally estimate changes in the state of natural systems rather than the transformation of their environment. Therefore, methods of distinguishing relevant indicators and selecting the characteristic features of their controlled changes are suggested. The antisymmetry of variability and stability is naturally discernible from the factors and conditions of economic activity, which is demonstrated by modeling the impact of economic processes on the environmental status: an assessment was made of the influence of the size of gross regional product on amounts of atmospheric emissions of pollutants as well as of waste water discharges on human health. The findings can be used in developing methods of mathematical modeling of the relationships between the

ecological, economic and social blocks of territorial systems in order to solve problems of thematic mapping and seek optimal solutions in the field of environmental management.

Keywords: environmental impact assessment, mathematical modeling, thematic mapping, factors and conditions, environmental variety.

ВВЕДЕНИЕ

Многообразие связей в системе «природа—хозяйство—население» реализуется в разных направлениях и исследуется различными методами. В последние десятилетия важным стал аспект воздействия развивающегося хозяйства на окружающую природную среду и качество жизни населения. В теоретическом и прикладном плане разработана и утвердилась методология — система взаимосвязанных методов оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) проектируемых объектов, известная за рубежом как Environmental Impact Assessment (EIA).

В США, Канаде, Австралии и странах Западной Европы оценка воздействия получила широкое распространение еще в середине 1970-х гг. [1–4], но в СССР и России становление ОВОС шло с большими трудностями [5, 6]. Интересны, важны и до сих пор актуальны первоначальные постановки задачи оценки воздействия. В законе США «О национальной политике в области окружающей среды» [7] для координации деятельности федеральных ведомств поставлена задача использовать систематический, междисциплинарный подход, обеспечивающий интеграцию естественных и общественных наук, проектирование среды обитания при планировании и принятии решений. В СССР формальным началом деятельности по ОВОС считается утверждение строительных норм и правил (СНиП) [8], где в разделе «Охрана окружающей природной среды» указано на необходимость в проект хозяйственного строительства включать «комплексную оценку оптимальности предусматриваемых технических решений по рациональному использованию природных ресурсов и мероприятий по предотвращению отрицательного воздействия строительства и эксплуатации предприятия, сооружения на окружающую природную среду, включая флору и фауну» [8, с. 20].

Основная идея ОВОС определяется «превентивным» подходом, при котором искусственно моделируются изменения окружающей среды, следующие за осуществлением хозяйственного проекта, до его реализации [5]. Прежде всего необходим научно обоснованный прогноз изменений состояния природной среды, происходящих под влиянием антропогенной деятельности с учетом местных условий и экологических ограничений. Различают как минимум пять основных взаимодополняющих методов проведения ОВОС [6], основанных на установлении возможных причинно-следственных связей между природными, экономическими и социальными характеристиками проектируемых систем. Одним из эффективных методов является математическое моделирование, отражающее в формулах потоки загрязнений, их пространственное распространение, влияние на компоненты природных образований. Эти же методы полезны в системе экологического мониторинга: наблюдения, оценки и прогнозирования изменения состояния компонентов и в целом природной среды уже в период строительства и на протяжении эксплуатации хозяйственных объектов. Итоговым результатом ОВОС и моделирования в режиме вычислительного эксперимента является производство разного вида оценок, включая продуктивность, риски, ущербы, штрафы, субсидии и др., на основе собранных пространственных данных из различных источников и представление их в форме таблиц, графиков и карт разного тематического содержания для сравнения вариантов реализации проектов.

Методы ОВОС и EIA продолжают развиваться и совершенствоваться [9, 10]. Изменение законодательной базы влияет на особенности проведения ОВОС. По опыту успешной работы вносятся изменения в нормативно-правовые документы и формулируются базовые принципы ОВОС [11–13]. Последние тенденции в развитии методологии EIA связываются с созданием стратегической оценки воздействия на окружающую среду (SEA) с переходом на совместное оценивание влияния проектов на природу и общество, оценку с целью обеспечения устойчивого развития, к интегральному оцениванию и управлению охраной окружающей среды [14, 15]. Несмотря на фундаментальную важность вопроса, методология EIA не была предметом теоретического исследования, тогда как здесь неявно реализуется множество различных предположений и моделей [16]. В процедурах ОВОС до сих пор преобладают описательные, экспертные подходы, а не количественные модели и методы.

В последние десятилетия в ОВОС используются дистанционные методы, базы пространственных данных и ГИС для обработки и картографирования входной (аналитической) и выходной (синтетической) информации [17–19]. Практическое значение в области ОВОС имеют эколого-экономические модели, связывающие природные, производственные и общественные показатели. В 1970–1980-х гг.

была разработана многоуровневая система математических моделей региона [20], в которой описываются обратные связи в системе «природа—хозяйство—население». Интегрированная модель верхнего уровня, в частности, использовалась для нормирования и регулирования антропогенной нагрузки в Байкальском регионе [21] и для оценки экологической эффективности проекта социально-экономического развития Иркутской области [22]. Работа с моделями предполагает большую экспертную и аналитическую деятельность в последовательности этапов системного анализа по формулировке целей и задач, созданию математической модели, выбору показателей состояния ресурсов региона, оценке коэффициентов взаимодействия переменных модели, разработке сценариев развития, количественному сравнительному анализу сценариев и выбору наилучшей стратегии развития региона по заданным критериям.

Имеет смысл связать разные методы оценки влияния социально-экономических процессов на состояние природной среды на общей (мета) теоретической основе, принимающей во внимание прежние разработки по ОВОС и ЕИА, и методы математического моделирования взаимосвязей экологического, экономического и социального блоков территориальной системы с целью тематического картографирования территорий и поиска оптимальных решений в области природопользования.

МОДЕЛИ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В процессе математического моделирования по схеме системного анализа необходимо учитывать базовые положения и принципы ОВОС, число которых значительно, поэтому требуется выделить главные из них [23]. Прежде всего процедуры ОВОС должны применяться в качестве инструмента формирования решений на всех этапах проектирования и реализации проектов, особенно на самых ранних этапах этого процесса. Должны комплексно рассматриваться во взаимосвязи технологические, технические, социальные, природоохранные и экономические показатели альтернативных проектных предложений. Важнейший принцип — ответственность заказчика (инициатора) деятельности за последствия реализации проектных решений, оценка степени такой ответственности.

При моделировании необходимо определить ресурсный потенциал и фоновое состояние окружающей среды (ОС) территории, оценить величину и продолжительность потенциального воздействия проекта на ОС, разработать рекомендации по снижению уровня воздействия на нее. В результате выявляется наиболее предпочтительный для ОС способ достижения заявленных в проекте целей. Главное в процедурах ОВОС — дать количественную оценку воздействия, определить и спрогнозировать степень экологического, биологического и социального влияния проекта, меру ответственности исполнителей. С помощью модельных расчетов необходимо провести сравнительный анализ состояния экосистемы до и после хозяйственного воздействия. Экосистема как разновидность геосистемы по определению включает в себя биологическую систему и ее среду с учетом их прямой и обратной связи. Основная проблема математического моделирования — как учесть в расчетах природную среду и ее естественные и вынужденные изменения, как методически отделить систему и ее изменения от среды?

Оценка воздействий осуществляется с помощью разных показателей, отражающих количественные критерии изменения качества состояния окружающей среды [24]. Выделяются разностные y_i и относительные θ_i и ζ_i показатели:

$$y_i = x_i - x_{0i}, \quad \theta_i = x_i/x_{0i}, \quad \zeta_i = y_i/x_{0i}, \quad (1)$$

где $x_i(t, \xi)$ — характеристика (i -й показатель) состояния экосистемы, изменяющаяся по временной t или пространственной ξ переменным; $x_{0i}(t, \xi)$ — нормальное (невозмущенное, потенциальное, стандартное, целевое, средовое) значение показателя, характеризующего условия среды его проявления и действия в конкретной ситуации (t, ξ). Величина $y_i(t, \xi)$ соответствует отклонению от этой нормы, т. е. отражает собственное состояние системы без учета влияния среды. Тогда $x_i = y_i + x_{0i}$ — показатель состояния экосистемы, объединяющий состояние системы и ее среды. В экономике $y_i = x_i - x_{0i}$ соответствует прибыли (убыткам) — разности доходов x_i и расходов x_{0i} , включая налоги и другие выплаты, величина которых определена условиями производства в самом широком смысле. Отношение $\theta_i = x_i/x_{0i}$ называется окупаемостью затрат, $\zeta_i = y_i/x_{0i}$ — эффективностью, в данном случае рентабельностью, деятельности (отношение результатов к затратам). По аналогии эти показатели под различными названиями применяются для сравнения систем разного рода.

Норма x_{0i} характеризует, как правило, естественное фоновое состояние экосистемы. В целом стандарты качества окружающей среды опираются на совокупность экологических норм, важнейшие

из которых — предельно допустимая концентрация загрязняющего вещества (ПДК), с учетом значе- ний которой исчисляется суммарное загрязнение по разным веществам. Величина y_i соответствует активной, действующей, эффективной части переменной x_i , например эффективная температура $y_i = x_i - x_{0i}$ — разность наблюдаемой x_i и пороговых x_{0i} температур, свойственных условиям и растениям данной местности. Активная часть y_i рассматривается как реальный ресурс, т. е. может служить не- посредственно фактором производства наподобие свободной энергии, а пассивная часть (своеобраз- ные непрофильные активы) x_{0i} — резервы, внешние эффекты или обременения природопользования.

Обременение x_{0i} — это внешнее действие, процесс или событие, направленные на ограничение свободы субъекта или снижение на величину x_{0i} возможностей изменения состояния объекта x_i . Внеш- ние эффекты (экстерналии) — это частные, внешние и общественные издержки или выгоды x_{0i} от рыночных сделок, не отраженные в ценах, которые проявляются в результате производства или по- требления благ. Пример внешних эффектов — экологические ущербы как следствие различного рода загрязнений, отходов, разрушения природных объектов. Субъекты производственной деятельности стараются не принимать во внимание такие негативные эколого-экономические последствия, поэто- му издержки и ущербы от их деятельности ложатся на государство и общество. Помимо минимизации негативных воздействий, возникает и решается задача интернализации экстерналий [25, 26], т. е. пе- ревод этих издержек через компенсацию или другие природоохранные механизмы на затраты, внут- ренние издержки x_{0i} самого производителя.

Под природными активами (капиталами) $y_i = x_i - x_{0i}$ понимаются компоненты природы и их сис- темы x_i , на которые прямо или косвенно влияет хозяйственная или иная деятельность человека. Ре- зультаты количественного использования природных активов называются экологическими товарами, а качественного использования среды x_{0i} — экологическими услугами, которые, соответственно, мо- гут истощаться и деградировать в процессе природопользования. При исследовании взаимодействия при- роды, населения и хозяйства в основном учитывается изменение состояния природных систем x_i , а состояние их среды x_{0i} считается неизменным, что в общем случае не соответствует реальной ситуации.

Логика соотношения экологических средовых норм и реального наблюдаемого состояния эко- систем широко применяется при разного рода оценках в ОВОС. Например, один из способов расчета величины государственного экологического субсидирования $S_i = k_s y_{si} = k_s (x_{0i} - x_i)$ основан на вы- числении объемов предотвращенных эмиссий $y_{si} = -y_i = (x_{0i} - x_i)$, где x_{0i} — заданный нормативный уровень сбросов или выбросов предприятием i -го загрязняющего вещества (отходов), а x_i — реальный уровень очистки. Коэффициент k_i — предельная норма начисления субсидий в расчете на единицу объема предотвращенного воздействия y_{si} .

Величина x_i определяется по наблюдениям и измерениям, а x_{0i} рассчитывается косвенным путем по итогам статистической обработки. Например, пусть для конкретной ситуации определена линейная регрессионная зависимость между показателями x_i и x_j вида $x_j = \alpha_{ij} x_i + \beta_{ij}$, где α_{ij} , β_{ij} — статистически установленные местные коэффициенты зависимости: α_{ij} — чувствительность изменения x_j к изменению x_i , или норма замещения или отдачи — результативность, например доходность; β_{ij} — средообуслов- ленный (пассивный) результат при $x_i = 0$. Для того чтобы свести это уравнение к простейшему уравнению связи системных параметров $y_j = \alpha_{ij} y_i$, необходимо выполнение требования $\beta_{ij} = x_{0j} - \alpha_{ij} x_{0i}$ при разных значениях α_{ij} , β_{ij} и общих (инвариантных) характеристиках средового сдвига x_{0j} , x_{0i} . Это означает, что рассмотренные варианты связи показателей реализуются в однородной экологической среде (x_{0j}, x_{0i}) , выбранной за эталон сравнения.

Например, при определении величины земельной ренты — сверхдохода y_j — применяется зави- симость $y_j = \alpha_{ij} y_i$, или $x_j - x_{0j} = \alpha_{ij} (x_i - x_{0i})$, где x_i и x_j — затраты и доходы на единицу сельскохозяй- ственной площади; x_{0i} и x_{0j} — то же для худших (базовых) региональных условий производства; α_{ij} — норма положительной отдачи по произведенным затратам. Величина $\beta_{ij} = x_{0j} - \alpha_{ij} x_{0i}$, как следу- ет из формулы, характеризует внешние x_{0i} и x_{0j} и внутренние α_{ij} условия производства, и для увели- чения ренты она должна быть максимальной по внешним условиям. Это означает снижение показате- ля качества среды x_{0i} и повышение минимальных доходов x_{0j} , что связано, соответственно, с вовлечением в хозяйственный оборот худших земель и с созданием более благоприятных эколого- экономических условий, уменьшающих издержки частного производства, но с удорожанием процес- са освоения территории в целом. При равенстве $\beta_{ij} = 0$ будет $\alpha_{ij} = x_{0j}/x_{0i}$, откуда рента $y_j = \frac{x_{0j}}{x_{0i}} y_i$ при заданных требованиях будет увеличиваться с ростом минимальной доходности x_{0j} и дополнительных затрат y_i и с ухудшением базовых условий среды x_{0i} производства. Данные соотношения достигаются при равенстве показателей эффективности $c_j = c_i$ по связанным переменным: $y_j/x_{0j} = y_i/x_{0i}$.

Относительные величины служат основой для расчета степени ответственности по формуле $E_i = -\ln \theta_i = -\ln(x_i/x_{0i})$, где $\theta_i = x_i/x_{0i}$ — оправданность управленческих действий, которые привели к результату x_i по сравнению с начальным или нормативным значением x_{0i} . Показатель E_i аналогичен по смыслу интегрированной опасности (риску) осуществляемой деятельности, вычисляемой как $E_i = -\ln P_i^*$ по надежности (обеспеченности, оправданности) процесса или явления P_i^* [27, 28]. Эту величину можно пересчитать в баллах, что во многих случаях делается при классификации воздействий по их интенсивности.

Как вероятностный показатель, интегрированный риск E_i не может превышать единичного значения, что определяет критические значения y_{ki} отклонения x_i от x_{0i} :

$$E_i = -\ln(x_{ki}/x_{0i}) = 1, \quad x_{ki} = x_{0i}/e,$$

$$y_{ki} = x_{ki} - x_{0i} = x_{0i}/e - x_{0i} = x_{0i}[(1 - e)/e] < 0.$$

Величина E_i безразмерная, что служит основанием для сравнительного количественного анализа данных и расчета интегрированных показателей [28]. Обобщенные относительные показатели вида $\theta_i = x_i/x_{0i}$ используются в методологии анализа среды функционирования, которая позволяет в многомерном пространстве показателей входов и выходов системы определять ее положения относительно оптимального режима функционирования, находить наилучшие пути развития посредством моделирования различных ситуаций [29, 30].

Более сложные вычисления осуществляются по функциям основных показателей y_i и θ_i . Индекс θ_i логарифмированием сводится к разностной форме: $z_i = \ln \theta_i = \ln x_i - \ln x_{0i}$, а показатель y_i потенцированием — к относительной: $Z_i = \exp(y_i) = \exp(x_i)/\exp(x_{0i})$. Так, например, мера опасности (риска) $p = \beta Z_i^\alpha = \beta K_i/K_{0i}$ выражается соотношением коэффициентов усложнения природной ситуации $K_i = \exp(\alpha x_i)$ и удорожания $K_{0i} = \exp(\alpha x_{0i})$ строительства и эксплуатации (α, β — константы) [31].

При создании аналитических карт в виде скалярных полей значений показателей в первую очередь отображаются разные варианты переменных исходной информации $x_i(t, \xi)$, затем экологических условий $x_{0i}(t, \xi)$ и экологического потенциала $y_i(t, \xi)$ территории по разным (i) показателям (геосистемным индикаторам). Соответственно, создаются серии карт-состояния, карт-эталонов и карт-отклонений. Для формирования серии многокритериальных оценочных карт необходимо определить функции оценки разного вида, а для разработки прогнозных карт эти функции должны заменяться дифференциальными операторами по временным и пространственным координатам.

Наглядную форму дифференциальной связи предлагает функция произведения основных показателей сравнения y_i и θ_i : $\frac{dy_i}{dt} = \gamma_i \theta_i y_i$, где γ_i — константа роста. Решение этого уравнения задает логистическую кривую, описывающую, например, лимитированный рост популяции или жизненный цикл инноваций и производства. При $y_i = 0$, когда $x_i = x_{0i}$, имеет место тривиальное решение уравнения, когда состояние экосистемы соответствует состоянию ее среды. В этом случае развития ситуации нет. В нетривиальном случае изменения идут по логистической кривой от начального $x_i(0)$ к равновесному состоянию x_{0i} . Аналогично описывается парное взаимодействие в системе «хищник — жертва» $\frac{dy_i}{dt} = -\gamma_{ji} \theta_i y_j$, $\frac{dy_j}{dt} = \gamma_{ij} \theta_j y_i$, отражающей, например, влияние местной экономики x_j на численность промысловой популяции x_i в виде их колебаний вокруг соответствующих средовых параметров-норм.

Показатели $a_{ji} = -\gamma_{ji} \theta_i$, $a_{ij} = \gamma_{ij} \theta_j$ — это коэффициенты связи характеристик состояния системы, которые могут быть постоянными или переменными величинами, зависящими от текущего состояния системы. Дополнительно учитывается аддитивное управление u_i — влияние хозяйства на значения характеристик экосистемы (изъятие ресурсов, выброс загрязнений):

$$\frac{dx_j}{dt} = a_{ij}(x_i - x_{0i}) - u_j = a_{ij}(x_i - x_{0i} - u_i/a_{ij}). \quad (2)$$

Управление изменяет влияние на процесс величины показателей $\bar{x}_i = x_i - u_i/a_{ij}$ либо характеристик среды $\bar{x}_{0i} = x_{0i} + u_i/a_{ij}$, либо то и другое одновременно, когда изменяется состояние системы $\bar{y}_i = y_i - u_i/a_{ij}$ и при $u_i > 0$ величина y_i уменьшается. Отметим, что воздействие u_i на состояние системы x_i и ее среды x_{0i} несимметрично, разнонаправленно.

В региональной модели верхнего уровня используется аналогичная форма уравнения (2) [20], связывающего биологические, лесные, земельные, водные и другие ресурсы, качество атмосферного

воздуха и количество полезных ископаемых в агрегированных показателях $x = \{x_i\}$ и $x_0 = \{x_{0i}\}$ с учетом самовосстановления, воспроизводства, потребления и искусственного восстановления природных ресурсов:

$$\frac{dx}{dt} = -A(x - x_0) - u(t) + u_0(t), \quad u_0(t) = \frac{dx_0(t)}{dt}, \quad (3)$$

где $A = \|a_{ij}\|$ — матрица коэффициентов взаимодействия природных ресурсов; $u = \{u_i\}$ — вектор управляющих воздействий, учитывающий разные аспекты природопользования, антропогенного влияния на ресурсы x и их восстановление (включает и исключает различные виды экстерналий хозяйственной деятельности); $u_0 = \{u_{0i}\}$ — вектор хозяйственных воздействий на природную среду, облегчающих или усложняющих экономическую деятельность. Равенство $x = x_0$ соответствует естественному восстановительному ресурсному потенциалу, характеризующему особенности региональной географической среды. Экономические процессы в модели региона представлены уравнениями межотраслевого баланса продуктов производства в материальном или стоимостном выражении.

Простой пример таких соотношений — обобщенное уравнение Хильми [32] накопления запасов лесонасаждений:

$$\frac{dy}{dt} = -ay - u(t), \quad y(t) = x(t) - x_0(t), \quad \frac{dy(t)}{dt} = \frac{dx(t)}{dt} - \frac{dx_0(t)}{dt}, \quad (4)$$

где x — текущий запас древесины в лесах, m^3 ; x_0 — максимальный запас, соответствующий потенциалу природной среды; $a > 0$ — интенсивность прироста запаса, индивидуальная для разных пород; $u(t) > 0$ — величина производственного изъятия запасов древесины. Производная $u_0(t) = dx_0/dt$ имеет смысл скорости изменения средовых характеристик, в том числе под влиянием антропогенных воздействий (управлений). Предельный объем изъятия запаса в спелых и перестойных лесах при неизменной среде $u_0(t) = 0$ равен $u = u_m = ax_0$ (расчетная лесосека).

Общая задача оптимизации лесопользования в разновозрастных насаждениях региона по критерию максимизации объемов заготовок за период $[0, T]$ лет в соответствии с принципом максимума Понтрягина [33] формулируется и решается следующим образом:

$$\frac{dy}{dt} = -ay - u(t), \quad y = x - x_0, \quad y(0) = y_0 \leq 0, \quad J = \int_0^T u(t)dt \rightarrow \max(u(t)), \quad 0 < u \leq u_m,$$

$$H = u(t) + [-ay - u(t)]v, \quad H \rightarrow \max(u(t)),$$

$$\frac{dy}{dt} = \frac{\partial H}{\partial v} = -a(x - x_0) - u(t), \quad \frac{dv}{dt} = -\frac{\partial H}{\partial x} = -av, \quad v = v_0 \exp(-at), \quad H = u(t)(1 - v) - ayv,$$

при $1 - v > 0$, $u = u_m = ax_0$, при $1 - v < 0$, $u = 0$, $v_0 \exp(-at) > 1$, $t_m < \ln v_0/a$.

Здесь $H(\cdot)$ — функция Гамильтона–Понтрягина; v — двойственная переменная; $v_0 > 0$ — константа интегрирования; t_m — возраст рубки. При $t < t_m$ оптимальным решением будет $u = 0$ (отсутствие лесозаготовок), при $t \geq t_m$ — решение $u = u_m = ax_0$ (лесозаготовки в размере расчетной лесосеки). Величина u_m — это предельно допустимая норма воздействия (ПДВ). Решение оптимизационной задачи в смещенных переменных y осуществляется без учета изменяющихся средовых параметров, но для определения значения ПДВ необходимо знать восстановительный потенциал экологической среды $u_m = ax_0$.

ТЕОРЕТИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ И ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДОВ

Перечисленные балансовые, динамические и оптимизационные соотношения, принимающие во внимание условия среды, связаны с вырожденным вариантом $f(y) \rightarrow 0$ преобразования Лежандра

разных оценочных функций $F(x) \rightarrow \Phi(a)$, а именно $F(x) = \sum_{i=1}^n a_i x_i - \Phi(a)$, когда при

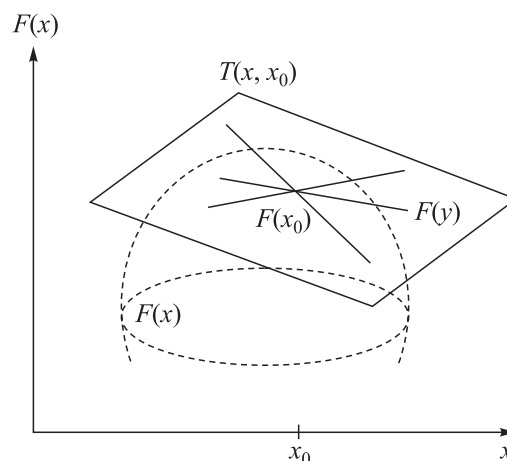
$$\Phi(a) = -\sum_{i=1}^n a_i x_{0i} + F(x_0) \quad (5)$$

будет

$$a) f(y) = \sum_{i=1}^n a_i y_i, \quad б) f(y) = \sum_{i=1}^n \frac{\partial f}{\partial y_i} y_i, \quad a_i = \frac{\partial f}{\partial y_i}, \quad (6)$$

где $f(y) = F(x) - F(x_0)$, $y_i = x_i - x_{0i}$ — функции и переменные, заданные в отклонениях относительно характеристик условий среды.

Рис. 1. Схема расслоения на многообразии условий среды $F(x)$ с формированием в касательном слое $T(x, x_0)$ пучка линий $f(y)$ с центром $F(x_0)$ (пояснения — см. текст).



Эти соотношения следует понимать следующим образом [34, 35] (рис. 1). Рассматривается многомерное пространство $x = \{x_i\}$ параметров x_i экосистемы. В этом пространстве определена функция $F(x)$ в виде поверхности $F(x_0)$ — многообразия точек с координатами $(F(x_0), x_0)$. Функция $F(x_0)$ трактуется как многообразие связи условий $x_0 = \{x_{0i}\}$, индивидуальных для каждой экосистемы. Отдельная экосистема соответствует пространству $T(x, x_0)$, касательному к поверхности $F(x)$ в точке $x = x_0$, и однозначно параметризуется значением $x = x_0$ и функцией $F(x)$. Уравнение (6б) для $f(y) = F(x) - F(x_0)$ при разных $a = \{a_i\}$ описывает пучок линейных зависимостей, лежащих в касательном подпространстве-слое $T(x, x_0)$ пространства координат $x = \{x_i\}$. Переменные $y_i = x_i - x_{0i}$ задают в $T(x, x_0)$ систему локальных координат с центром x_0 и определяют величину функции $f(y)$, похожую на $F(x)$ в окрестности точки $x = x_0$ на $F(x)$. Такая модель аналогична схеме топографического картографирования — местного отображения поверхности Земли на карту, сохраняющую инвариантные пространственные связи объектов [34].

Поскольку функция $F(x)$ может быть разной и определяется постановкой задачи исследования, предлагаемый подход достаточно универсальный. Он позволяет учесть в модели как состояние системы $x = \{x_i\}$, так и ее среды $x_0 = \{x_{0i}\}$ в виде условной точки на многообразии среды $F(x_0)$. Изменение среды связано с перемещением этой точки по средовой поверхности $F(x_0)$ и рассматривается как трансформация экосистемы, т. е. преобразование одного типа (слоя) $T(x, x_0)$ ее существования в другой.

Согласно (6), функция $f(y)$ является однородной функцией первого порядка, а переменные $a = \{a_i\}$ — функциями нулевого порядка. Если $f(y)$ удовлетворяет (6б), то $f(y)$ — метрика касательного пространства $T(x, x_0)$. Такое пространство является финслеровым, что позволяет использовать результаты теории пространств Финслера для решения различных задач оценивания и связности [36]. С другой стороны, выполнение уравнения (6б) для каждой экосистемы можно считать аксиомой, следование которой позволяет выявить все частные закономерности формирования структуры и изменения экосистем. В частности, подтвердить тот факт, что при преобразовании среды x_0 функция $f(y)$ сохраняется. По этой функции рассчитываются разного рода расстояния, средние значения, отклонения от средних и однородные линейные связи, а также нелинейные зависимости типа производственных функций экономики. Функция $f(y)$ может иметь различную сложность, но обязательно должна удовлетворять имеющимся данным, по которым вид функции восстанавливается [37].

Например, исследовалось воздействие социально-экономических процессов на состояние окружающей среды в Республике Бурятия [38]. Оценивалось влияние величины x_i ВРП (млрд руб.) на объемы $F(x_i)$ выбросов (тыс. т) в атмосферу загрязняющих веществ и сбросов сточных вод (млн м³) и на здоровье населения. Это влияние нелинейно: при малых значениях загрязнения оно снижается, а при больших увеличивается (рис. 2). Такая закономерность — признак того, что ВРП здесь выступает в качестве средового условия изменения уровня загрязнения, положительно влияющего на заболеваемость и смертность. Она описывается нелинейной функцией [39]:

$$f(y_i) = c_i [(y_i + y_{0i}) \exp(ky_i/y_{0i}) - y_{0i}], \quad (7)$$

где $y_i = \ln \theta_i = \ln x_i - \ln x_{0i}$ — логарифмированное значение фактора непосредственного влияния x_i ВРП; y_{0i} — кофактор, учитывающий влияние всех остальных факторов; $f(y_i) = \ln F(x_i) - \ln F(x_{0i})$ — преобразованное значение реакции на развитие экономики (мера ответственности); c_i, k — константы. Функция (7) удовлетворяет уравнению (6б) по переменным y_i и y_{0i} . Производная

$$Y_i = \frac{\partial f}{\partial y_i} = \frac{x_i}{F} \frac{\partial F}{\partial x_i} = c_i \exp(ky_i/y_{0i}) (1 + ky_i/y_{0i} + k) \quad (8)$$

определяет эластичность изменения $F(x_i)$ (в %) при изменении фактора x_i на 1 % в постоянной среде x_{0i} . Эластичность Y_{0i} расширенной функции $F(x_i, x_{0i})$ по условиям среды x_{0i} имеет противоположное значение (антисимметрична): $Y_{0i} = -Y_i$.

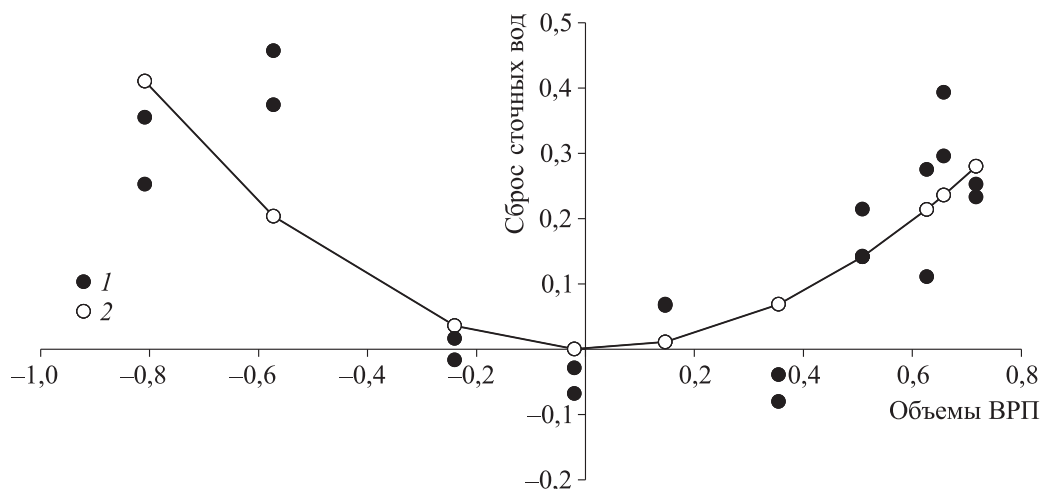


Рис. 2. Аппроксимация зависимости объемов сброса сточных вод млн м³, $f(y_i)$ от величины ВРП (млрд руб.) (логарифмированные и центрированные значения).

1 — преобразованные исходные данные; 2 — рассчитанные по формуле (7) величины ($R = 0,77$).

Показатели объемов сброса и выброса [38] коррелированы ($R = 0,87$) на исследованном интервале значений ВРП $x_{сб} = 11,2x_{вб} - 549$, что позволяет свести разные данные к одной зависимости и аппроксимировать ее уравнением (7) для местных условий (см. рис. 2). Значения коэффициентов: $c_i = 11$, $k = -0,9993$, $y_{0i} = 9,42$, $\ln x_{0i} = 4,21$, $\ln F(x_{0i}) = 6,02$.

Факторная зависимость $f(y_i)$ объемов сброса сточных вод от логарифмированной и центрированной величины ВРП $y_i = \ln x_i - \ln x_{0i}$ обычно имеет колоколообразную форму (рис. 3, кривая 1) и соответствует, в частности, перевернутой U-образной экологической кривой Кузнецца [40, 41]. Согласно ей, при значениях внутреннего национального продукта $x_i < x_{0i}$ рост доходов связан с ухудшением показателей состояния природы страны, а при $x_i > x_{0i}$ с ростом доходов наступает перелом: увеличиваются затраты на охрану и рациональное использование ресурсов, и как следствие, наблюдается рост показателей состояния природы. При аппроксимации зависимости $F(x_i)$, как правило, используется кубическая регрессия. Вместе с тем отмечается [41], что в социально-экономических условиях России зависимость объемов загрязнений от ВРП проявляется иначе: в большей части высокодоходных регионов развитие экономики влечет рост, а для регионов с низкими эколого-экономическими показателями — уменьшение уровня загрязнения, что и наблюдается на примере Бурятии (см. рис. 2).

Для фонового загрязнения свойственная такой ситуации кривая (см. рис. 3, кривая 2) среднего влияния ограничивает область значений y_i устойчивого существования. Поскольку по определению $f(y_i) = \ln F(x_i)/F(x_{0i})$, то величина $f(y_i)$ имеет смысл меры ответственности и не может превышать значения $f(y_i) = 1$, т. е. $F(x_i) \leq eF(x_{0i})$. Этим определяется степень устойчивости функциональной системы: чем значительней отклоняется эластичность Y_{0i} по условиям x_{0i} от нуля (см. рис. 3, кривая 4), тем экономическое развитие в большей степени положитель-

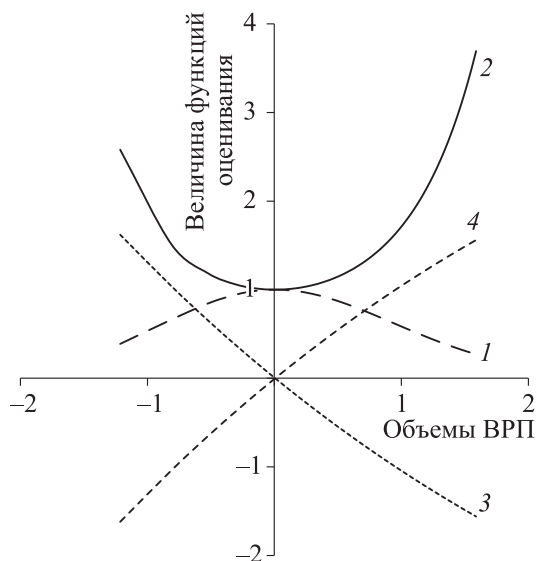


Рис. 3. Изменение разных функций оценивания $f(y_i)$ в зависимости от значения ВРП y_i (логарифмированные, нормированные и центрированные данные).

Кривые: 1 — факторная зависимость объема сброса сточных вод, 2 — средняя зависимость объема сброса сточных вод, 3 — эластичность по факторам x_i , 4 — эластичность по условиям x_{0i} влияния.

но или отрицательно влияет на природную среду. Здесь проявляется противоположная зависимость $Y_{0i} = -Y_i$ показателей изменчивости Y_i и устойчивости Y_{0i} от параметров влияния факторов x_i и условий x_{0i} соответственно. Аналогичным образом проводится количественная оценка устойчивости к воздействию для разных компонентов окружающей среды.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разрабатываемые модели и методы оценки влияния социально-экономических процессов на состояние природной среды являются основой для создания нового научно-методического аппарата анализа, интеграции, генерации и отображения географической информации. Процедуры анализа упорядочены по системным принципам и реализуются на современных математических и географических знаниях и предназначены, в первую очередь, для научного обеспечения ОВОС. Задачи решаются на разных масштабных уровнях с привлечением данных и знаний о неоднородности географической среды, фиксируемой на ландшафтных картах, картах районирования и зонирования территорий. Цель таких исследований – создание региональных карт нового тематического содержания для сравнительного анализа потенциала устойчивого развития территорий. Для этого рекомендуется использовать оценочные показатели разного типа: средовые, разностные, относительные индексы, нормы отдачи и эластичности по факторам среды и производства, степень ответственности за результаты, меры опасности (риска) хозяйственной деятельности и т.д.

Осуществляются поиск общих принципов моделирования и привлечение новых алгоритмов для ОВОС. Всякая математическая модель пространственного объекта представляет собой тот или иной тип функции на многообразии связей характеристик географического положения, отражающих потенциалы эколого-экономического развития конкретного участка территории. Существует множество такого рода однородных функций разной сложности, что позволяет учесть все разнообразие функциональных связей. Модели одного типа подобны и сводятся к одному виду при смещении независимых переменных относительно средовых параметров. Это позволяет варьировать коэффициенты моделей по географическому пространству, что важно для решения задач геоинформационного моделирования и сквозного картографирования, когда на карте одновременно отображаются характеристики природы, хозяйства и населения территории в их пространственном и функциональном взаимодействии. Методы идентификации эколого-экономических моделей для ОВОС основаны на сравнительно-географическом подходе с использованием цифровых карт рельефа и ландшафтных карт. Это демонстрирует особенности и преимущества географического знания при качественной и количественной идентификации моделей с пространственно-распределенными параметрами для выявления возможных изменений в структуре хозяйства и социально-экономической ситуации в целом, для определения необходимости и достаточности мероприятий по предупреждению и ликвидации нарушений.

Проблемы ОВОС индивидуально решаются для разной постановки задачи оценивания в режиме системного анализа при сохранении или сопоставлении параметров среды. Используются единые принципы моделирования и картографирования путем расслоения многообразия данных и знаний с выделением индивидуальных характеристик экологических условий среды. В итоге предлагается схема моделирования через процедуры расслоения и формирования структур и функций каждого системного слоя, которая объясняет механизм связи непрерывных и дискретных свойств географического пространства и отображение их средствами геоинформационного моделирования и картографирования на основе накопленных пространственных данных и знаний. По этой причине в комплексные атласы необходимо включать научно-методические разделы решения такого рода задач, в данном случае изложение основных идей многокритериального оценивания и примеров решения поставленных проблем в процедурах системного анализа, представить и раскрыть схемы ландшафтно-типологического, интерпретационного, полисистемного и других видов картографирования, основанных на географических знаниях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures** / Ed. R.E. Munn. — Chichester: Wiley, 1979. — 190 p.
2. **Вторжение** в природную среду: оценка воздействия. Основные положения и методы / Ред. А.Ю. Ретеюм. Пер. с англ. — М.: Прогресс, 1983. — 192 с.
3. **Lee N.** Environmental impact assessment: a review// *Applied Geography*. — 1983. — Vol. 3, N 1. — P. 5–27.

4. **Glasson J., Therivel R., Chadwick A.** Introduction to Environmental Impact Assessment. Third Edition // The Natural and Built Environment Series. — London; New York: Routledge. Taylor & Francis Group, 2005. — 448 p.
5. **Максименко Ю.Л., Горкина И.Д.** Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС): Пособие для практиков. — М.: РЭФИА, 1999. — 92 с.
6. **Дьяконов К.Н., Дончева А.В.** Экологическое проектирование и экспертиза. — М.: Аспект Пресс, 2002. — 384 с.
7. **The National Environmental Policy Act of 1969** [Электронный ресурс]. — <https://www.fws.gov/r9esnepa/Related-LegislativeAuthorities/nepa1969.PDF> (дата обращения 18.02.2018).
8. **СНиП 1.02.01-85.** О составе, порядке разработки, согласования и утверждения проектно-сметной документации на строительство предприятий, зданий и сооружений. — М.: Госстрой СССР, 1985. — 94 с.
9. **Броневой В.А., Васильев С.А., Петров А.П., Рябенко А.Е., Шанаурин Д.Г., Юркин Е.А.** Требования к проведению ОВОС и разработке проектной документации: Методическое пособие для заказчиков, застройщиков и разработчиков документации. — М.: НИА-Природа, 2006. — 108 с.
10. **Environmental Impact Assessment: Practice and Participation, Third Edition** / Ed. K.S. Hanna. — Oxford; Toronto: Oxford University Press, 2016. — 480 p.
11. **Principles of Environmental Impact Assessment. Best Practice** // International Association for Impact Assessment in Cooperation with Institute of Environmental Assessment, UK. — 1999 [Электронный ресурс]. — https://www.iaia.org/uploads/pdf/principlesEA_1.pdf (дата обращения 12.06.2018).
12. **Оценка воздействия на окружающую среду и экологическая экспертиза** // Под ред. Н.Д. Сорокина. — СПб.: Интеграл, 2006. — 284 с.
13. **Arnold L., Hanna K.** Best Practices in Environmental Assessment: Cases Studies and Application to Mining // Canadian International Resources and Development Institute (CIRDI) Report 2017-003. — 2017 [Электронный ресурс]. — <http://ok-ccar.sites.olt.ubc.ca/files/2018/01/Best-Practices-in-Environmental-Assessment.pdf> (дата обращения 03.07.2018).
14. **Morrison-Saunders A., Arts J.** Learning from experience: emerging trends in environmental impact assessment follow-up // Impact Assessment and Project Appraisal. — 2005. — Vol. 23, N 3. — P. 170–174.
15. **Gibson R.B., Doelle M., Sinclair A.J.** Fulfilling the promise: basic components of next generation environmental assessment // Journ. of Environmental Law and Practice. — 2015. — Vol. 27, N 10 [Электронный ресурс]. — https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2670009 (дата обращения 12.06.2018).
16. **Bartlett R.V., Kurian P.A.** The theory of environmental impact assessment: implicit models of policy making // Policy & Politics. — 1999. — Vol. 27, N 4. — P. 415–433.
17. **Moskvitina M.** GIS as a Tool for Environmental Impact Assessment: A Case Study of EIA Implementation for the Road Building Project in Strömstad, Sweden // Lunds Universitets Naturgeografiska Institution Seminarieuppsatser. — Lund: Department of Physical Geography, Lund University Sölvegatan. — 1999. — N 62. — 54 p.
18. **Alkema D., Geneletti D., Cavallin A., Van Asch Th., Fabbri A., Zanchi A., De Amicis M., Bonomi T., De Francesch F., Moltre A., Tomasi L.** Integrated datasets, GIS and 3-D system analysis for environmental impact assessment in a large alpine valley north of Trento (Italy) // International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. — 2000. — Vol. 33, part B7. — P. 54–62.
19. **Symbaluk M.D.** Testing Landscape Modeling Approaches for Environmental Impact Assessment of Mining Land Use on Grizzly Bears (*Ursus Arctos Horribilis*) in the Foothills Region of West Central Alberta. Master of Science Thesis. — Victoria: Royal Roads University, 2008. — 112 p.
20. **Модели управления природными ресурсами** / Ред. В.И. Гурман. — М.: Наука, 1981. — 264 с.
21. **Эколого-экономическая стратегия развития региона: математическое моделирование и системный анализ на примере Байкальского региона** / Отв. ред. В.В. Буфал, В.И. Гурман. — Новосибирск: Наука, 1990. — 184 с.
22. **Моделирование и управление процессами регионального развития** / Ред. С.Н. Васильев. — М.: Физматлит, 2001. — 432 с.
23. **Оценка воздействия на окружающую среду.** — 2018 [Электронный ресурс]. — <https://ru.wikipedia.org/wiki> (дата обращения 08.06.2018).
24. **Матвеев А.В., Котов В.П.** Оценка воздействия на окружающую среду и экологическая экспертиза. — СПб.: Изд-во Санкт-Петерб. гуманитар. ун-та профсоюзов, 2004. — 104 с.
25. **Седов В.В.** Основы экономической теории. Вопросы эколого-устойчивого развития экономики. — Челябинск: Изд-во Челяб. ун-та, 2005. — 79 с.
26. **Чернявская Н.В.** Необходимость и возможность интернализации экологических экстерналий // Вестн. Челяб. ун-та. — 2008. — № 29 (130), вып. 16. — С. 25–32.
27. **Склянова И.П., Черкашин А.К.** Количественная оценка демографической реакции на изменения условий жизнедеятельности в моногородах // Регион: экономика и социология. — 2015. — № 4. — С. 179–197.
28. **Черкашин А.К.** Географическая среда и территориальная организация Арктики // География и природ. ресурсы. — 2015. — № 4. — С. 81–89.
29. **Кривоножко В.Е., Лычев А.В.** Анализ деятельности сложных социально-экономических систем. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 2010. — 208 с.
30. **Кривоножко В.Е., Пропой А.И., Сеньков Р.В., Родченков И.В., Анохин П.М.** Анализ эффективности функционирования сложных систем // Автоматизация проектирования. — 1999. — № 1. — С. 2–7.

31. **Черкашин А.К., Красноштанова Н.Е.** Модели оценки рисков в природно-технических системах // География и природ. ресурсы. — 2014. — № 2. — С. 149–160.
32. **Хильми Г.Ф.** Основы физики биосферы. — Л.: Наука, 1966. — 300 с.
33. **Галеев Э.М., Тихомиров В.М.** Оптимизация: теория, примеры, задачи. — М.: Эдиториал УРСС, 2000. — 320 с.
34. **Черкашин А.К.** Модели и методы анализа территориальной организации общества // Региональные исследования. — 2016. — № 1 (51). — С. 23–36.
35. **Черкашин А.К.** Математические основания синтеза знаний междисциплинарных исследований социально-экономических явлений // Журн. эконом. теории. — 2017. — № 3. — С. 108–124.
36. **Рунд Х.** Дифференциальная геометрия финслеровых пространств. — М.: Наука, 1981. — 504 с.
37. **Черкашин А.К., Мязделец А.В.** Восстановление нелинейной зависимости качества жизни населения от социально-экономического потенциала регионов Сибири // География и природ. ресурсы. — 2014. — № 4. — С. 122–130.
38. **Калмыкова Л.Б.** Воздействие социально-экономических процессов региона на состояние окружающей среды // Статистика и экономика. — 2013. — № 5. — С. 158–162.
39. **Черкашин А.К., Солодянкина С.В.** Функциональная география как направление теоретических исследований и моделирования // География и природ. ресурсы. — 2018. — № 3. — С. 181–190.
40. **Grossman G.M., Krueger A.V.** Economic growth and the environment // The Quarterly Journ. of Economics. — 1995. — Vol. 110, N 2. — P. 353–377.
41. **Шкиперова Г.Т.** Экологическая кривая Кузнецца как инструмент исследования регионального развития // Экономический анализ: теория и практика. — 2013. — Т. 12, вып. 19. — С. 8–16.

Поступила в редакцию 03.08.2018

После доработки 28.12.2018

Принята к публикации 02.04.2019