

В.А.Иванов, Е.М.Игумнова, И.Е.Тимченко

Морской гидрофизический институт НАН Украины, г.Севастополь

ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РИСКОВ НЕРАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ МОРЯ

Предложена имитационная модель эколого-экономической системы природопользования, связывающая интенсивность потребления природных ресурсов с экологическим состоянием приморской территории и прилегающей к ней морской акватории. Модель позволяет рассматривать последствия нерационального природопользования, изучая сценарии уровней загрязнения и биообразия морской среды одновременно со сценариями экономической рентабельности производства. В качестве основного регулятора баланса природопользования использован размер средств, выделяемых производством на природоохранные цели. Построены сценарии эколого-экономических процессов для случаев, когда производство, загрязняющее морскую среду, не участвует в расходах по предотвращению загрязнений и когда оно выделяет необходимые средства. Приведены оценки рисков превышения предельно допустимой концентрации загрязнений и потери рентабельности производств.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: *адаптивные модели, эколого-экономические систем.*

Прибрежные зоны моря (ПЗМ) отличаются от других районов Земли высокой интенсивностью потребления природных ресурсов: морских биоресурсов, рекреационных ресурсов и, в том числе, экологических ресурсов, в качестве которых выступает ассимиляционная емкость морской среды, т.е. ее способность усваивать и перерабатывать бытовые и производственные отходы, поступающие с берега. В связи с растущей интенсивностью хозяйственного освоения ПЗМ загрязнение прибрежных морских акваторий представляет серьезную проблему. Поэтому принципиальное значение для устойчивого развития этих зон представляет управление процессами использования морских ресурсов, при котором не нарушается естественный баланс между объемами их потребления в единицу времени и скоростями восстановления запасов этих видов ресурсов. Управление природопользованием требует создания информационных технологий диагноза и прогноза процессов развития в сложной социальной эколого-экономической системе, что само по себе также является весьма трудной задачей [1 – 4].

Одним из перспективных подходов к рациональному природопользованию в ПЗМ служит системное моделирование процессов развития с применением адаптивных эколого-экономических моделей [5]. В основе системного подхода лежит представление о стремлении сложной системы к состоянию равновесия, которое обеспечивается приспособлением (адаптацией) внутрисистемных процессов друг к другу и к внешним влияниям, приложенным к системе. В силу меняющихся условий окружающей среды (погода и климат, хозяйственная деятельность, технологии производства товаров и услуг) характеристики состояния эколого-экономической системы ПЗМ могут существенно отклоняться от средних многолетних показателей. Поэтому существуют риски несбалансированного природопользования, ко-

торые необходимо связать с возможными последствиями таких отклонений.

В научной литературе рассматриваются различные подходы к оценке рисков природопользования [6]. В основе концепции риска, как правило, находится определенное сочетание опасности и неопределенности. Риск понимается как вероятность возникновения неблагоприятных последствий рассматриваемого события. Поэтому величину риска обычно выражают произведением вероятности опасного события на вероятность ущерба. Экологический риск можно определить как вероятность возникновения отрицательных изменений в окружающей природной среде, например, по критерию уровня загрязнения. Поскольку хозяйственная деятельность, как правило, отрицательно влияет на природную среду, в литературе сформирована концепция «приемлемого экологического риска». Экологический риск считается приемлемым, если его величина настолько незначительна, что ради получаемой при этом экономической и социальной выгоды общество готово пойти на некоторое ухудшение состояния природной среды. Приемлемый риск обычно составляет 1 % от максимально допустимого уровня загрязнения природной среды.

Основным математическим аппаратом моделирования рисков служит теория вероятностей, в частности, использование классической формулы Байеса [7]. В последнее время получили развитие новые методы оценки рисков, основанные на теории сложных нелинейных систем, теории самоорганизации и теории катастроф [8, 9], однако в силу своей сложности эти методы еще не получили применения в экологической экономике [9].

Эффективным методом изучения и прогнозирования последствий нерационального природопользования является имитационное моделирование процессов, сопровождающих потребление природных ресурсов. Этот метод предполагает построение эколого-экономических моделей систем «производство – окружающая среда», что само по себе представляет не простую задачу. Однако в последние годы успешно развивается системный подход к подобным проблемам [4]. В частности, разработан новый метод адаптивного баланса влияний (АВС-метод [3]), который позволяет применять однотипные (модульные) уравнения как для экологических, так и для экономических процессов, что существенно упрощает построение имитационных моделей природопользования [1, 2].

В настоящем исследовании мы предлагаем оценивать риски выхода состояния системы ПЗМ за грани предельно допустимых значений с помощью интегральных эколого-экономических моделей этой системы, построенных АВС-методом. С учетом стремления экономической системы ПЗМ к получению максимальной выгоды от использования природных ресурсов речь идет об одновременной оценке рисков деградации экосистемы вследствие хозяйственной деятельности и рисков потери экономической рентабельности производства при наложении экологических санкций на производство. Для оценки экологических рисков необходимо строить модельные прогнозы процессов развития при различных объемах потребления ресурсов и сравнивать их значения с предельно допустимыми значениями параметров состояния экосистемы. Сложность проблемы заставляет на первых порах ограничивать рассмотрение только двумя обобщенными критериями экологи-

ческого состояния ПЗМ: уровнем биологического разнообразия и уровнем загрязнения природной среды. Что касается экономической системы, то общим критерием экономической эффективности потребления ресурсов служит рентабельность производства за определенный период времени.

Концептуальная модель для оценки рисков несбалансированного природопользования в прибрежной зоне моря. Экосистема прибрежной зоны моря находится в состоянии динамического равновесия с приложенными к ней внешними воздействиями. Помимо влияния погоды и климата, которые формируют среднее многолетнее состояние экосистемы, существенно влияние на экосистему оказывает поступление в море бытовых отходов и отходов хозяйственной деятельности, которые загрязняют морскую среду вредными химическими веществами. Скорость загрязнения пропорциональна интенсивности хозяйственной деятельности, т.е. объему товаров и услуг, произведенных в ПЗМ в единицу времени. Отметим, что услуги понимаются здесь в широком смысле, поскольку под это понятие подпадает, например, утилизация отходов путем сброса в море канализационных вод. Биохимические процессы, непрерывно происходящие в морской экосистеме, горизонтальное и вертикальное перемешивание водных масс обеспечивают восстановление равновесного экологического состояния морской среды в пределах ее ассимиляционной емкости. Это означает, что существует некоторая скорость самоочищения среды $a^{-1}_{SC} SC$, где SC – концентрация ассимилированного загрязнения, которая при сбалансированном природопользовании должна быть выше скорости поступления загрязнения $a^{-1}_{PL} PL$.

Концепция рационального потребления морских ресурсов должна быть основана на соблюдении этого условия. Если скорость загрязнения превышает скорость самоочищения, концентрация загрязняющих веществ PL будет расти, и она неизбежно превысит предельно допустимое значение, которое мы будем обозначать PL^* . Поэтому риск несбалансированного использования морской среды естественно связать с вероятностью такого состояния, при котором $PL > PL^*$.

На рис.1 представлена схема причинно-следственных отношений, которая выражает рассматриваемую концепцию баланса природопользования. ПЗМ производит совокупный продукт (ВВП) в соответствии с совокупным спросом D в объеме V единиц в единицу времени (сутки). Примем, что главными составляющими совокупного продукта служат морепродукты, рекреационная привлекательность зоны и ее экологическое состояние. При производстве единицы совокупного продукта используются три вида основных ресурсов ПЗМ: инфраструктура производства в количестве y_1 у.е., рекреационная привлекательность в количестве y_2 у.е. и экологическое состояние (ассимиляционная емкость) морской среды в количестве y_3 у.е. Здесь и в дальнейшем мы используем условные единицы измерений для всех переменных модели или подразумеваем, что они представлены в безразмерном виде.

Чем выше объем производства, тем выше уровень загрязнения PL и связанный с ним риск превышения PL^* . Как следствие, возникает риск падения индекса биоразнообразия BD ниже значения BD^* . Обеспечивая расчет сценариев PL и BD при различных режимах производства, модель экономической системы ABC AGENT позволяет получить оценки этих рисков и связать с ни-



Р и с . 1 . Концептуальная модель для имитации рисков нерационального природопользования в прибрежной зоне моря.

ми величину налогов на потребление ресурсов TX и размеры экологических штрафов F за загрязнение природной среды. Помимо экологических рисков сценарии производственных процессов дают возможность рассчитать риск падения рентабельности производства EF . Вероятность потери рентабельности может быть связана с размерами санкций, предъявляемых производству за загрязнение морской среды. Однако эти санкции формируют фонды для выполнения природоохранных действий EP , которые призваны снизить уровень загрязнения PL . Таким образом, в рассматриваемой концептуальной модели замыкается цепь отрицательной обратной связи, которая должна обеспечить баланс экономической выгоды и экологической целесообразности потребления природных ресурсов по выбранной технологии производства.

Формальная эколого-экономическая модель для прогноза сценариев развития, исключая риски несбалансированного природопользования. Для построения эколого-экономической модели, соответствующей

схеме 1, была использована система уравнений информационной технологии *ABC AGENT*, которая подробно описана в ряде публикаций [1, 2]. Поэтому приведем здесь лишь краткое пояснение модели.

Обозначим суммарные за некоторое время t доходы от использования ресурсов как $I_{ACC}(t)$, а суммарные расходы, связанные с производством товаров и услуг, как $E_{ACC}(t)$. Тогда удобной оценкой рентабельности производства служит следующее выражение

$$EF = \ln \frac{1 + I_{ACC}}{e + E_{ACC}}. \quad (1)$$

Количество единиц продукции V , которое может быть произведено, зависит от имеющихся в распоряжении производства запасов каждого вида ресурсов. Обозначим эти запасы H_{1i} . Тогда возможный объем производства определится из следующего выражения

$$V = \arg \min \left\{ \frac{H_{1i}}{y_i} \right\}. \quad (2)$$

Объединим основные виды ресурсов *ПЗМ* в три основных категории: H_{11} – инфраструктура производства, H_{12} – материальное и информационное обеспечение производства и H_{13} – экологическое состояние приморской территории и прилегающей к ней морской акватории. Введем также условные единицы ресурсов для каждой категории и обозначим их стоимости r_1, r_2, r_3 .

Обозначим через x'_i функции времени, которые представляют процессы на схеме причинно-следственных связей концептуальной модели, изображенной на рис.1. Так как все эти процессы не могут принимать отрицательные значения, их изменчивость характеризуют следующие интервалы величин: $0 \leq x'_i \leq x'_{i\max}$. Будем считать, что средние значения этих интервалов $\bar{X}'_i = 0,5 x'_{i\max}$ известны. Тогда при помощи линейного преобразования

$$x_i = 5 \frac{x'_i}{\bar{X}'_i} \quad (3)$$

все моделируемые процессы могут быть приведены к одному общему интервалу изменчивости для безразмерных величин $0 \leq x_i \leq 10$.

В *ABC*-методе динамика каждого из безразмерных процессов может быть представлена стандартным (модульным) уравнением [1]

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i \left[1 - c_{x_i} (x_i - \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j - f_i) \right] \quad (i, j = 1, 2, \dots, n) \quad (i \neq j), \quad (4)$$

где a_{ij} – коэффициенты взаимных внутрисистемных влияний, f_i – функции внешних влияний.

Применяя модульное уравнение (4) к схеме влияний на рис.1, получим следующую систему уравнений эколого-экономической модели природопользования

$$\frac{dD}{dt} = D[1 - c_D (D - a_{D/BD} BD + a_{D/P} P + a_{D/PL} PL)],$$

$$\begin{aligned}
\frac{dV}{dt} &= V\{1 - c_V[V - AG_V(D, H, H_{1i}, P, E, H_2, H_3, H_3^*)]\}, \\
\frac{dPL}{dt} &= PL\{1 - c_{PL}[PL + a_{PL/SC}SC - a_{PL/S}S - AG_{PL}(PL^*, EP_{acc})]\}, \\
\frac{dBD}{dt} &= BD\{1 - c_{BD}[BD + a_{BD/PL} - AG_{BD}(EP_{acc}, BD^*)]\}, \\
\frac{dC}{dt} &= C[1 - c_C(C - \sum_{i=1}^3 y_i r_i - a_{C/TX}TX - a_{C/F}F_i)], \quad (5) \\
\frac{dTX}{dt} &= TX[1 - c_{TX}(TX - a_{TX/V}V)], \quad \frac{dF}{dt} = F\{1 - c_F[F - AG_F(PL, PL^*)]\}, \\
\frac{dP}{dt} &= P[1 - c_P(P - a_{P/C}C - Q)], \quad \frac{dEP}{dt} = EP[1 - c_{EP}(C - a_{EP/TX}TX - a_{EP/F}F_i)], \\
EP_{acc} &= \int_0^{\infty} EP(\tau) d\tau, \quad I_{acc} = \int_0^{\infty} P(\tau) S(\tau) d\tau, \\
E_{acc} &= \int_0^{\infty} [C(\tau)V(\tau) + \theta H_3(\tau) + EP(\tau)] d\tau, \quad SC = a_{SC}t,
\end{aligned}$$

где c – параметры, устанавливающие пределы изменчивости переменных (их ресурсные емкости), $a_{M/N}$ – коэффициенты, учитывающие взаимные влияния переменных модели, σ – процент накопленной прибыли, направляемый на природоохранные цели, θ – проценты, выплачиваемые по кредиту.

Агенты управления AG в системе уравнений (5) реализуют информационную технологию ABC AGENT [1, 2]. Технология состоит из последовательности действий, которые включают в себя динамические уравнения для переменных, балансовые соотношения и логические операции. Так, например, агент управления $AG_V(D, H, H_{1i}, P, E, H_2, H_3, H_3^*)$, входящий в уравнение для объема производимых товаров или услуг, обозначает выполнение следующих действий.

Динамика производственных процессов может быть представлена уравнениями баланса, в которых V обозначает поступление (приход), а S – реализацию (расход) моделируемой субстанции. Так, например, для запасов готовой продукции H имеем

$$\frac{dH}{dt} = H[1 - 2(H - V + S)], \quad (6)$$

$$S = \text{IF}(P < C; 0; R), \quad R = \text{IF}(D < H; D; H),$$

$$V = \text{IF}(D < H; 0; M), \quad M = \text{IF}(D - H < M; D - H; M), \quad (7)$$

$$M = \min(m_1; m_2; m_3), \quad m_i = H_{1i}/y_i \quad (i = 1, 2, 3), \quad (8)$$

где V – текущий объем производства, S – текущая реализация готовой продукции, P – ее цена, C – ее себестоимость.

Динамика имеющихся запасов ресурсов H_{1i} , которыми располагает в данной ПЗМ экономическая система производства, должна быть представлена балансами поступления V_{1i} и расходования S_{1i} каждого вида ресурсов

$$\frac{dH_{1i}}{dt} = H_{1i}[1 - 2(H_{1i} - V_{1i} + S_{1i})], \quad (i = 1, 2, 3), \quad (9)$$

$$\begin{aligned}
V_{li} &= IF[D - H < 0; 0; IF[y_i(D - H) < H_{li}; 0; U_{li}]], \\
U_{li} &= IF[y_i(D - H) - H_{li} < \rho_i H_2 / r_i; y_i(D - H) - H_{li}; \\
&IF[\rho_i(H_3^* - H_3) < 0; 0; U_{li}^*]], \\
S_{li} &= IF[D - H < 0; 0; IF[y_i(D - H) < H_{li}; y_i(D - H); H_{li}]], \\
\rho_i &= \frac{r_i y_i}{r_1 y_1 + \dots + r_3 y_3}, \quad (i = 1, 2, 3), \tag{10}
\end{aligned}$$

где H_3^* – предельно допустимая величина инвестиций в производство по данной технологии.

Баланс оборотных средств экономической системы производства H_2 представляет уравнение

$$\begin{aligned}
\frac{dH_2}{dT} &= H_2 \left[1 - 2 \left(H_2 - pS + \sum_{i=1}^n S_{2i} + S_3 + \sigma H_2 \right) \right], \tag{11} \\
S_{2i} &= IF[r_i y_i(D - H) - H_{li} < \rho_i H_2; r_i y_i(D - H) - H_{li}^1; \rho_i H_2], \\
S_3 &= IF[\theta H_3 < H_2; \theta H_3; H_2],
\end{aligned}$$

где через σ обозначен процент извлекаемых из оборота средств, т.е. чистая прибыль производственной системы, θ – процент погашения накопленных инвестиций (или возврата кредитов), ρ_i – относительный вес затрат на приобретение i -ого вида ресурса для производства единицы продукции.

Обозначим объемы инвестиций в приобретаемые ресурсы производства через V_{11} , V_{12} , V_{13} . Тогда уравнение для накопленных инвестиций H_3 принимает вид

$$\begin{aligned}
\frac{dH_3}{dt} &= H_3 \left[1 - 2 \left(H_3 - \sum_{i=1}^3 r_i V_{li} + S_3 \right) \right], \tag{12} \\
V_{li} &= IF[(D - H)y_i < H_{li}; 0; F_i], \\
F_i &= IF[r_i(y_i D - H_{li}) < \rho_i H_2; y_i D - H_{li}; F_i^*], \quad (i = 1, 2, 3).
\end{aligned}$$

Функции U_{li}^* и F_i^* в уравнениях (10) и (12) представляют собой управления, которые ограничивают объемы ресурсов, приобретаемых путем дополнительных инвестиций.

Таким образом, при управлении объемами производства агент $AG_V(D, H, H_{li}, P, E, H_2, H_3, H_3^*)$ учитывает как рентабельность выпуска и реализации продукции, так и возможности дополнительных инвестиций (например, путем получения кредитов) для закупки недостающих ресурсов.

Агент управления штрафными санкциями, налагаемыми на производство за загрязнение окружающей среды, предусматривает контроль над тем, насколько текущий уровень загрязнения PL отличается от предельно допустимого уровня PL^* . Средний по акватории конкретной ПЗМ уровень загрязнения интегрально представляет взвешенная сумма концентраций основных видов загрязняющих веществ Pl_i , которые поступают в морскую среду

вследствие производства продукции по данной технологии

$$\overline{PL} = \sum_{i=1}^M h_i PL_i, \quad (13)$$

где весовые коэффициенты h_i учитывают степени отрицательного влияния i -того вида загрязняющих веществ на морскую экосистему. Будем считать, что уровень загрязнения пропорционален объему выпущенной и реализованной продукции S . Часть загрязнений, поступивших в морскую среду, будет ассимилирована ею. Если остающаяся часть загрязнений создает угрозу деградации экосистемы, включается механизм природоохранных действий, направленный на снижение экологического риска. Оператор агента управления в уравнении для уровня загрязнения природной среды учитывает объем природоохранных действий

$$AG_{PL}(PL^*, EP_{acc}) = IF[PL > PL^*; IF(EP_{acc} > 0; -a_{PL/EP} EP_{acc}; 0); 0]. \quad (14)$$

Аналогичным образом действует агент управления в уравнении для индекса биоразнообразия BD , в качестве которого индекса биоразнообразия может быть использована взвешенная сумма концентраций основных представителей морской флоры и фауны Bd_i , соответствующая среднему многолетнему состоянию экосистемы, принимаемому за «нормальное» состояние акватории ПЗМ

$$\overline{BD} = \sum_{i=1}^N g_i Bd_i. \quad (15)$$

Оператор агента управления в уравнении для BD имеет вид

$$AG_{BD}(BD^*, EP_{acc}) = IF[BD < BD^*; IF(EP_{acc} > 0; a_{BD/EP} EP_{acc}; 0); 0]. \quad (16)$$

Экономические санкции за загрязнение природной среды сверх предельно допустимого значения PL^* включаются с помощью агента управления в уравнении для экологического штрафа F

$$AG_F(PL, PL^*) = IF[PL < PL^*; 0; a_{F/PL}(1 - e^{-\alpha_F \tau})]. \quad (17)$$

Себестоимость производства формируется ценами на ресурсы, которые потребляет экономическая система. Динамика цен на каждый их трех введенных выше категорий ресурсов производства может быть представлена уравнениями ABC -модели

$$\frac{dr_i}{dt} = r_i[1 - c_{r_i}(r_i - a_{r_i} r_i^*)], \quad (18)$$

где r_i^* – параметры, определяющие текущую рыночную стоимость ресурсов.

Имитационные эксперименты по оценке экологических и экономических рисков нерационального потребления ресурсов. В соответствии с системной концепцией баланса влияний индексы загрязненности и биоразнообразия морской среды сохраняют постоянные значения, когда скорости процессов, увеличивающих эти индексы, равны скоростям противоположных им процессов, уменьшающим значения индексов. Если принять, что скорость самовосстановления химико-биологического состояния морской среды постоянна, то значения индексов PL и BD целиком определяются скоростью накопления загрязнений. В этих условиях описанная выше экологи-

экономическая модель позволила провести серию вычислительных экспериментов по оценке рисков деградации экосистемы по уровню биоразнообразия и по степени уменьшения экономической эффективности производства.

Сценарии эколого-экономических процессов рассчитывались на 500 безразмерных шагов по времени (условных суток). Для проведения экспериментов уравнения модели (5) – (18) были представлены в конечных разностях и был установлен ряд параметров модели, которые в дальнейшем сохранялись постоянными (кроме параметра σ). Их значения (без указания соответствующих условных единиц) приведены в табл.1.

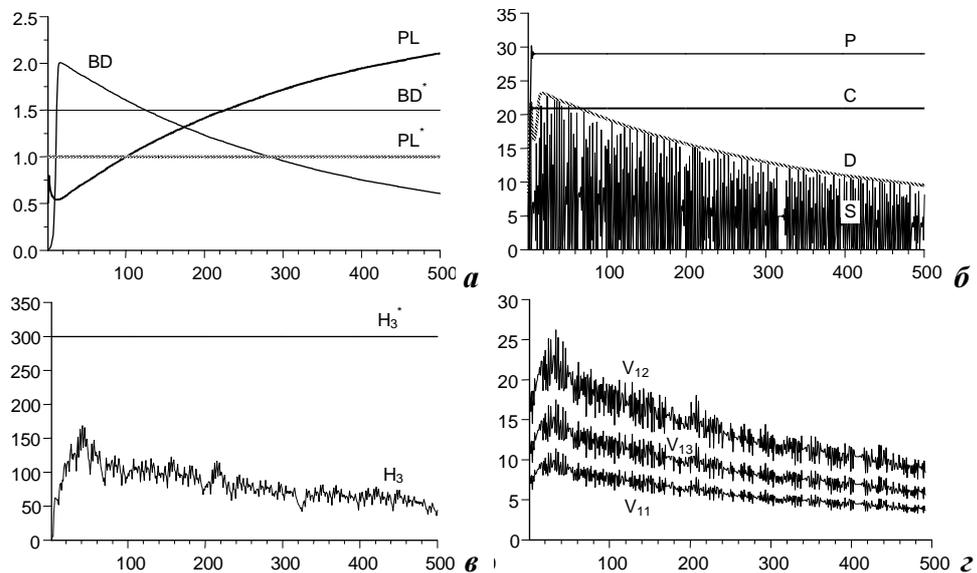
В первом эксперименте оценивалась наглядность проявления экологического риска в прогнозируемых процессах. Были построены сценарии процессов для тех условий, когда на производство, загрязняющее морскую среду, не накладываются никакие экономические санкции. Однако известно, что информация о загрязненности морской среды оказывает значительное влияние на спрос на рекреационные услуги в приморских территориях. Поэтому в проведенных расчетах была учтена зависимость спроса на продукцию от уровня загрязнения моря, которая имитировала реакцию общественного мнения на экологический риск, связанный с применением «грязных» технологий производства.

Результаты эксперимента приведены на рис.2. На рис.2, а показан рост концентрации загрязнений, пропорциональный общему объему выпущенной продукции. Имитированная скорость самоочищения морской среды была значительно меньше скорости загрязнения. Поэтому концентрация PL превысила установленное предельно допустимое значение $PL^* = 1$ уже через первые 100 шагов по времени. Как следствие, индекс биоразнообразия быстро снижался и вскоре он опустился ниже установленного предельно допустимого значения $BD^* = 1,5$. В силу отсутствия экологического контроля система продолжала функционировать, реализовывая выпущенную продукцию (линии S на рис.2, б), получая и возвращая кредиты на приобретение производственных ресурсов (кривая H_3 на рис.2, в) и производя текущие закупки ресурсов (кривые V_{ij} на рис.2, г). В этом случае экологический риск не повлек за собой экономический риск потери рентабельности, уровень которой оставался высоким (см. график 1 на рис.4, б).

В следующем эксперименте, результаты которого приведены на рис.3, был рассмотрен случай, когда производство уже не может свободно загряз-

Т а б л и ц а 1. Средние значения переменных и некоторые параметры модели.

пара- ра- метр	зна- чение								
y_1	1,3	\bar{r}_1	0,2	θ %	0,2	\bar{p}	20	$a_{PL/EP}$	$5 \cdot 10^{-4}$
y_2	3,0	\bar{r}_2	1,0	σ %	$var.$	\bar{D}	42	$a_{F/PL}$	5,0
y_3	2,0	\bar{r}_3	0,3	H_3^*	300	\bar{C}	25	a_F	0,6
$a_{D/BD}$	0,5	$a_{P/C}$	0,3	a_{CTX}	0,3	\overline{PL}	5	$a_{BD/EP}$	$2 \cdot 10^{-4}$
$a_{D/P}$	0,4	$a_{PL/SC}$	0,1	$a_{C/F}$	0,5	\overline{BD}	5	$a_{EP/F}$	0,4
$a_{D/PL}$	0,6	$a_{PL/S}$	0,1	$a_{EP/TX}$	0,2	a_{SC}	0,1	$a_{TX/V}$	0,02

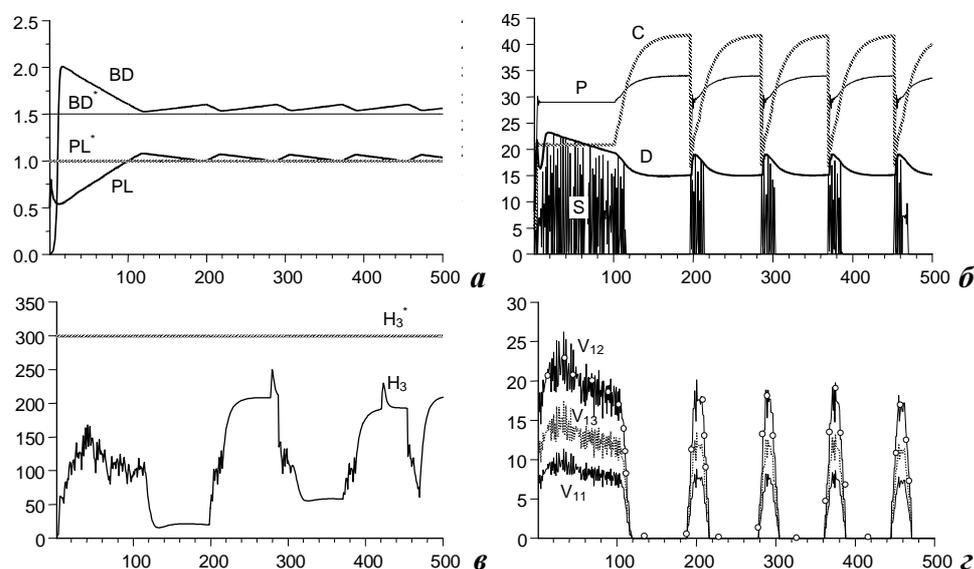


Р и с . 2 . Сценарии эколого-экономических процессов в условиях, когда производство, загрязняющее морскую среду, не участвует в расходах по предотвращению загрязнений, но спрос на продукцию падает пропорционально уровню загрязнения.

нять морскую среду, не участвуя в расходах по ликвидации загрязнений. Когда возникал риск превышения уровнем загрязнения значения $PL^* = 1$, агент в уравнении для себестоимости включал штрафные санкции, которые существенно повышали величину себестоимости, как показано на рис. 3б. В моменты времени, когда себестоимость возрастала до значения цены на продукцию, реализация ее становилась невыгодной и производство продукции прекращалось. В периоды времени остановки производства происходило самоочищение морской среды и наблюдался соответствующий рост индекса биоразнообразия. Благодаря штрафам уровни загрязнения и биоразнообразия удерживались около своих предельно допустимых значений (рис.3, а). Кривые C и P на рис.3, б показывают динамику цены и себестоимости продукции под влиянием штрафных функций, которые выполнял агент слежения за уровнем загрязнений $AG_F(PL, PL^*)$. В периоды кратковременного возобновления выпуска продукции производство увеличивало размеры накопленного кредита H_3 , как показано на рис.3, в, и приобретало каждый из трех видов основных ресурсов в объемах, изображенных на рис.3, г.

Представляет интерес оценка рисков потери производством экономической рентабельности в связи со штрафами за превышение уровня загрязнения морской среды. На рис.4, а приведены графики накопленных доходов и расходов экономической системы в условиях, когда не было штрафных функций (кривые 1) и когда штрафные функции применялись (кривые 2). Эти данные были использованы для построения графиков рентабельности производства: по формуле (1), показанных на рис.4, б. Была построена также динамика накопленной прибыли, показанная на рис.4, в.

Как следует из этих графиков, в первом случае производство оставалось рентабельным в течение всего времени эксперимента, несмотря на снижение спроса на продукцию, вызванное ростом загрязнения. Во втором случае



Р и с . 3 . Сценарии эколого-экономических процессов в условиях, когда производство, загрязняющее морскую среду, не участвует в расходах по предотвращению загрязнений, но выплачивает экологические штрафы за превышение допустимого уровня загрязнений.

из-за наложения экологических штрафов рентабельность резко снизилась и даже становилась отрицательной в конце эксперимента. Это особенно заметно на рис.4, в, где показана разница между доходами и расходами, накопленными за период времени от начала эксперимента. Нестабильность производства из-за падения рентабельности характеризует и динамика накопленного кредита (кривая 2 на рис.4, г). Таким образом, применение штрафных санкций в имитированных размерах свело к минимуму экологические риски, но привело к риску потери рентабельности производства по данной технологии.

Одним из наиболее эффективных способов борьбы с загрязнением морской среды служит переход к экологически чистым технологиям производства. Как правило, переход к ресурсосберегающим технологиям требует значительных инвестиций в производство, что приводит к временной потере рентабельности. В этом случае предварительная оценка целесообразности дополнительных затрат особенно важна для производства. Поэтому необходимо использовать эколого-экономическую модель для прогноза сценариев рентабельности в условиях увеличения затрат на внедрение ресурсосберегающих технологий.

Для проведения подобного эксперимента предварительно были построены кривые, характеризующие скорость накопления загрязнений в зависимости от интенсивности поступления загрязнений и от скорости самоочищения морской среды. В качестве масштаба для количественной оценки этих скоростей была принята скорость загрязнения, при которой концентрация загрязняющих веществ возрастает от нуля до предельно допустимого значения $PL^* = 1$ за время эксперимента, т.е. за 500 суток. Таким образом, скорость самоочищения имела порядок величины $2 \cdot 10^{-3}$ 1/сут.

Эколого-экономическая модель с параметрами, приведенными в табл.1,

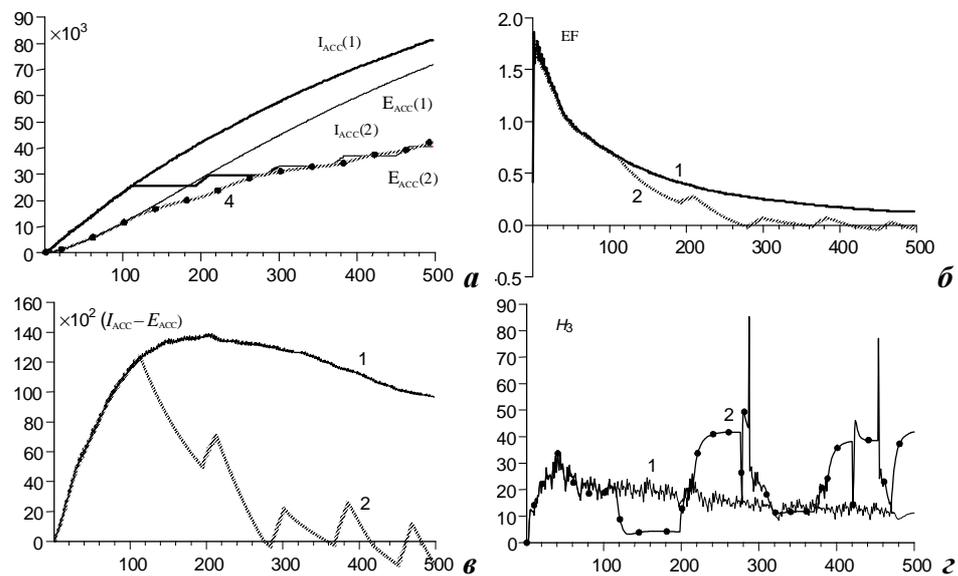


Рис. 4. Сценарии накопленных доходов I_{acc} , расходов E_{acc} , рентабельности EF и кредитов H_3 производства, характеризующие риски падения рентабельности экономических процессов без применения штрафов (1) и с их применением (2).

была использована для получения сценариев процессов развития в том случае, когда выпуск продукции ограничивается только спросом на нее и производство не участвует в расходах по предотвращению загрязнений (рис.2). Было имитировано применение производством «грязных» технологий, причем интенсивность поступления загрязняющих веществ в море линейно возрастала, как показано на рис.5. Далее, было рассчитано время достижения концентрацией загрязнения критического значения при увеличивающейся интенсивности загрязнений для трех фиксированных значений скорости самоочищения морской среды: 10^{-3} , $2 \cdot 10^{-3}$ и $4 \cdot 10^{-3}$ 1/сут.

Результаты расчетов показаны на рис.5. Как следует из рисунка, при низкой интенсивности загрязнения ($n = 1$) время достижения предельно допустимых концентраций заметно отличается для различных скоростей самоочищения. При скорости самоочищения 10^{-3} 1/сут оно составило 80 сут, тогда как при скорости $4 \cdot 10^{-3}$ 1/сут, это время уменьшилось до 50 сут. При высокой интенсивности загрязнения эта зависимость практически исчезает.

Результаты эксперимента по оптимизации рентабельности производства приведены на рис.6. В этом эксперименте была выбрана скорость само-

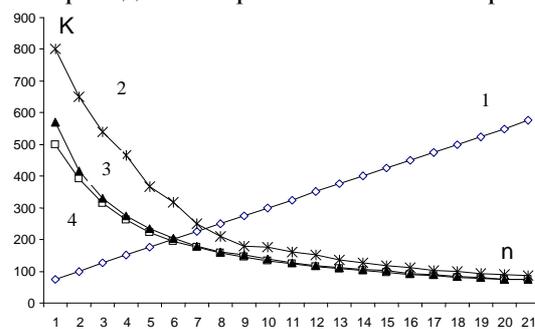
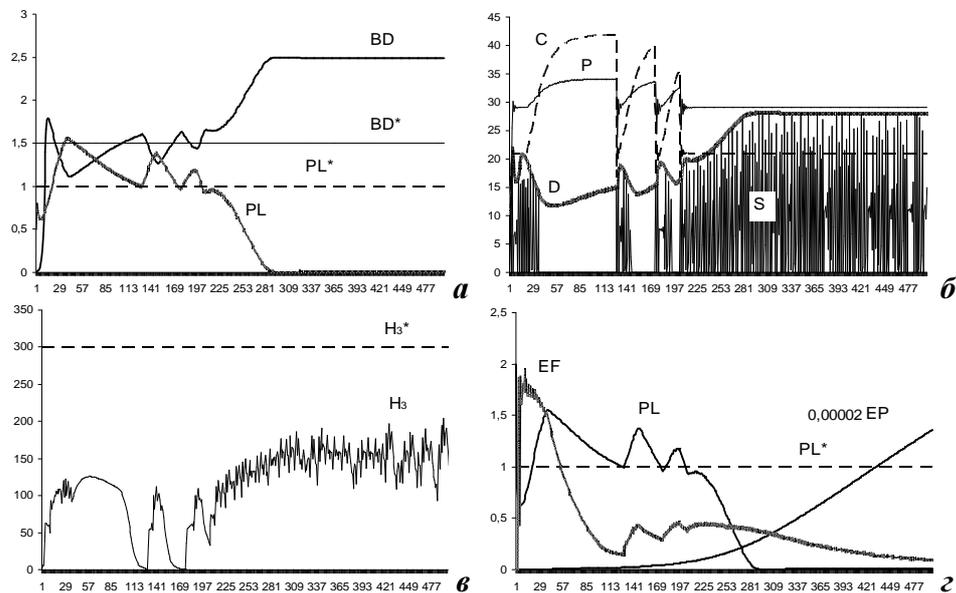


Рис. 5. Скорость накопления загрязнений $2n \cdot 10^{-3}$ 1/сут (линия 1) и время возникновения рисков превышения предельно допустимой концентрации загрязнения $K \cdot 10^{-1}$ сут при скоростях самоочищения: 10^{-3} 1/сут (кривая 2), $2 \cdot 10^{-3}$ 1/сут (кривая 3) и $4 \cdot 10^{-3}$ 1/сут (кривая 4).



Р и с . 6 . Оценка рисков превышения предельно допустимой концентрации загрязнений и потери рентабельности производства.

очистения 10^{-3} 1/сут (кривая 2 на рис.5) и установлена высокая начальная скорость загрязнения $4 \cdot 10^{-2}$ 1/сут, имитировавшая применение грязных технологий и, как следствие, несбалансированное потребление ресурсов. При этом уже в начале производства продукции индекс биоразнообразия опустился ниже уровня $BD^* = 1,5$ (рис.6, а) и возникал риск деградации экосистемы. Для противодействия этому состоянию агент управления в уравнении для себестоимости производства включал штрафные санкции всякий раз, когда уровень загрязнения превышал значение $PL^* = 1$. Под влиянием штрафов наблюдался резкий рост с насыщением сценария себестоимости, как показано на рис.6, б. В этих условиях агент управления производством был вынужден останавливать выпуск и реализацию продукции (линии S на рис.6, б), вследствие чего рентабельность производства резко падала (график EF на рис.6, з). Таким образом, противодействие риску деградации экосистемы снова оказалось связанным с риском падения рентабельности производства.

В целях оптимизации природопользования производство должно было перейти на использование новых ресурсосберегающих технологий. Однако для этого производству необходимо было выделять часть своей прибыли на внедрение подобных технологий, что само по себе увеличивает затраты и влечет за собой риск потери рентабельности. С помощью модели необходимо было найти такой режим внедрения новых технологий, при котором отсутствуют как экономический, так и экологический риски несбалансированного природопользования.

В проведенном вычислительном эксперименте были имитированы текущие отчисления из оборотных средств производства на каждом шаге по времени, которые по мере их накопления направлялись на внедрение новых технологий. Для оценки допустимых отчислений, не влекущих за собой потерю рентабельности, был задан линейный рост процента отчислений $\sigma = 6n \cdot 10^{-5}$ из

оборотных средств H_{2n} . Было принято также, что уменьшение концентрации загрязнений за счет внедрения новых технологий пропорционально величине накопленной суммы отчислений EP

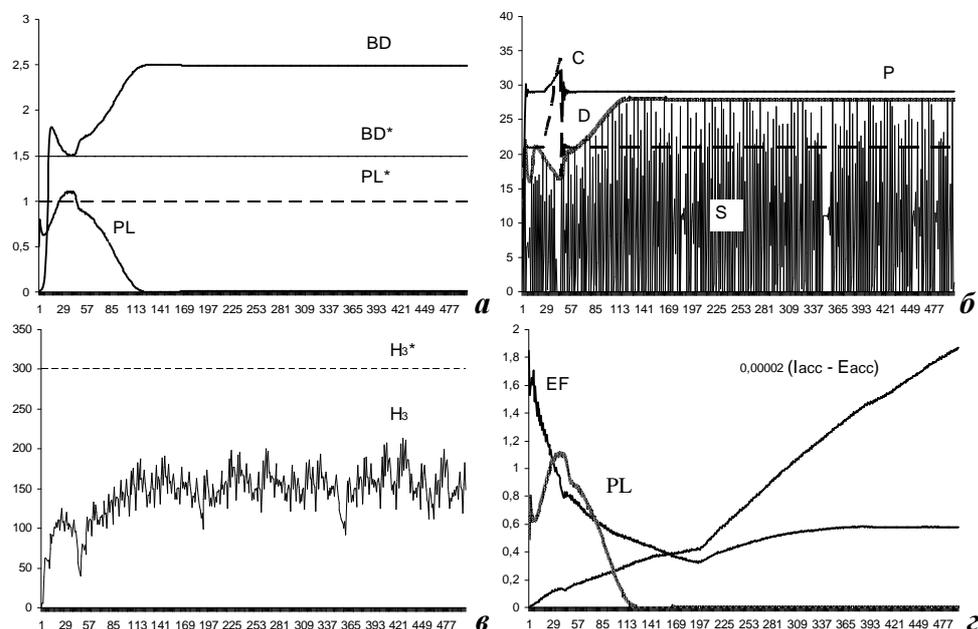
$$EP = \sum_{n=1}^{500} 6 \cdot n \cdot 10^{-4} \cdot H_{2n}, \quad (19)$$

где n – число шагов вычислений по времени. Расходование средств на новые технологии производства в нарастающем объеме привело к быстрому уменьшению концентрации загрязнений и восстановлению биоразнообразия экосистемы, как показано на рис.6, *а*. Значительно вырос при этом спрос на продукцию системы (рис.6, *б*) и накопленные инвестиции в приобретение ресурсов производства (рис.6, *в*).

В этих условиях сценарий рентабельности, который изображает кривая EF на рис.6, *г*, претерпевал значительные изменения. По мере понижения концентрации загрязнения и уменьшения штрафных санкций (между 130 и 230 шагами вычислений) в сценарии рентабельности производства наметилась тенденция роста. Но в этот период времени ей начала противостоять противоположная тенденция понижения рентабельности благодаря увеличивающимся отчислениям на природоохранные цели. Накопление этих средств демонстрирует кривая EP на рис.6, *з*. Поэтому должен был существовать наиболее рациональный режим функционирования производства, когда при минимальном расходовании средств на внедрение новых технологий не происходит загрязнения морской среды и одновременно сохраняется максимально возможная рентабельность производства. Как следует из формулы (19), к концу эксперимента производство должно было бы направлять до 30 % текущих оборотных средств на природоохранные цели. Однако сценарии процессов на рис.6, *г* показывают, что режим сбалансированного потребления ресурсов наступает уже в окрестности 280 шага вычислений, когда концентрация загрязнений приближается к нулю, а рентабельность производства еще значительно выше, чем в конце эксперимента. Величина отчислений на этот период должна была составлять около 15 % текущих оборотных средств.

Для проверки полученного результата был проведен еще один эксперимент, в котором был установлен именно такой размер отчислений на внедрение ресурсосберегающих технологий. Полученные сценарии показаны на рис.7. Средства, выделяемые для предотвращения загрязнений, позволили быстро понизить уровень PL , как это видно на рис.7, *а*.

За исключением начального периода выпуска продукции штрафные санкции за превышение значения $PL^* = 1$ не применялись, и производство продукции происходило на уровне постоянного спроса на нее в течение всего периода эксперимента (рис.7, *б*). Накопленные инвестиции в приобретение ресурсов производства сохранялись на уровне половины от предельного значения H_3^* (рис.7, *в*). Отвлечение средств в размере 15 % от прибыли не привело к отрицательной рентабельности, как это следует из сценария EF на рис.7, *г*. Но этот сценарий имел тенденцию к понижению уже после 125-го шага вычислений, когда концентрация загрязнений была снижена до нуля. Поэтому целесообразно было попытаться повысить рентабельность производства насколько возможно, уменьшая процент отчислений на природоохранные цели после устранения загрязнений.



Р и с . 7. Сценарии эколого-экономических процессов природопользования, сбалансированного за счет выделения 15 % прибыли на снижение загрязнения морской среды.

В проведенных с этой целью экспериментах процент отчислений снижался с 15 до 1 % , начиная с 200 шага по времени. Наилучший результат был получен при проценте отчислений, равном в 2 % , который демонстрирует сценарий *EF* на рис.7, г. Концентрация загрязнений при этом незначительно поднялась (до значения 0,01) и оставалась на этом уровне до конца эксперимента. Одновременно с этим начала существенно возрастать накопленная прибыль $I_{acc} - E_{acc}$ (рис.7, г).

Заключение. Основной задачей экономической системы ПЗМ является получение максимальной прибыли от использования ресурсов, в то время как цели управления состоянием экологической системы заключаются в том, чтобы не допустить необратимой деградации морской экосистемы ПЗМ, при которой скорость потребления ресурсов превышает скорость их воспроизводства. Как показали результаты проведенных вычислительных экспериментов, эколого-экономическая модель (5) – (18) позволяет прогнозировать сценарии всех тех процессов в рассматриваемой системе «море – суша», которые характеризуют риски нарушения баланса природопользования. Анализируя подобные сценарии, административные органы управления ПЗМ имеют возможность установить такие размеры экономических платежей и санкций, которые должны обеспечить сбалансированное потребление ресурсов. Существенно, что предложенная имитационная модель дает возможность контролировать динамику состояния эколого-экономической системы и вносить изменения в значения управляющих параметров с целью корректировки их в нужном направлении. В частности, модель позволяет оценить экономическую рентабельность перевода производства на новые ресурсно-сберегающие технологии.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. *Іванов В.А., Ігумнова Е.М., Латун В.С., Тимченко І.Е.* Модели управления ресурсами прибрежной зоны моря.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007.– 258 с.
2. *Ivanov V.A., Igumnova E.M., Timchenko I.E.* Coastal Zone Resources Management.– Kyiv: Akadempriodika, 2012.– 304 p.
3. *Тимченко І.Е., Ігумнова Е.М., Тимченко І.І.* Системний менеджмент и ABC- технологии устойчивого развития.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000.– 225 с.
4. *Тимченко І.І., Ігумнова Е.М., Тимченко І.Е.* Образование и устойчивое развитие. Системная методология.– Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2004.– 520 с.
5. *Тимченко І.Е., Ігумнова Е.М.* Управление эколого-экономическими процессами в интегральной модели прибрежной зоны моря // Морской гидрофизический журнал.– 2011.– № 1.– С.48-66.
6. *The economic benefits of environmental policy. A project under the Framework contract for economic analysis ENV.G.1/FRA/2006/0073.– 2nd. Final report.– Amsterdam: Institute for Environmental Studies, 2009.– 197 p.*
7. *Венцель Е.С.* Теория вероятностей.– М.: Наука, 1969.– 576 с.
8. *Арнольд В.И.* Теория катастроф.– М.: Наука, 1990.– 128 с.
9. *Качинский А.Б.* Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи.– Київ, 2004.– 470 с.
10. *Voinov A.* System's science and modeling for ecological economics.– Academic Press, 2008.– 430 p.

Матеріал поступил в редакцію 06.11.2012 г.

АНОТАЦІЯ. Запропоновано імітаційну модель еколого-економічної системи природокористування, що зв'язує інтенсивність споживання природних ресурсів з екологічним станом приморської території та прилеглої до неї морської акваторії. Модель дозволяє розглядати наслідки нераціонального природокористування, вивчаючи сценарії рівнів забруднення та біорізноманіття морського середовища одночасно зі сценаріями економічної рентабельності виробництва. В якості основного регулятора балансу природокористування використаний розмір коштів, що виділяються виробництвом на природоохоронні цілі. Побудовано сценарії еколого-економічних процесів для випадків, коли провадження, забруднюючище морське середовище, не бере участь у витратах по запобіганню забруднень і коли воно виділяє необхідні кошти. Наведено оцінки ризиків перевищення гранично допустимої концентрації забруднень і втрати рентабельності виробництв.

ABSTRACT. A simulation ecological-economic model proposed, linking the intensity of consumption of natural resources, ecological state of the coastal and adjacent marine area. The model allows to consider the consequences of unsustainable resources use, studying scenarios of pollution and biodiversity levels of the marine environment at the same time with the scenarios of economic profitability. The amount of funds allocated to the environmental conservation purposes is used as the main regulator of the rational balance of natural resources management. Scenarios of ecological and economic processes were build in cases where production industry polluting the marine environment, is not involved in the costs of pollution prevention, and when it allocates the necessary funds for it. Estimates of the risk of exceeding the maximum permissible concentration of pollution and loss of profitability of production calculated