

Управление эколого-экономическими процессами накопления и ассимиляции загрязнений в прибрежной морской среде

© 2017 И.Е. Тимченко, И.К. Иващенко, Е.М. Игумнова

Морской гидрофизический институт РАН, Севастополь, Россия

Поступила в редакцию 18.07.2016 г.

Предложена модель управления балансом накопления и ассимиляции загрязнений, поступающих в море с береговым стоком. Модель основана на отрицательной обратной связи между рентабельностью приморской экономической системы и штрафными санкциями за загрязнение прибрежной зоны моря. Она построена методом адаптивного баланса влияний и содержит агенты управления выпуском обобщенного продукта экономической системы в зависимости от скорости ассимиляции загрязнений биохимическими процессами самоочищения морской среды. Рассмотрено влияние температуры моря и динамики водных масс на эти процессы. Построены сценарии их внутригодовой изменчивости, и показано, что учет температуры моря и скорости приводного ветра в модели управления существенно влияет на уровень загрязнения морской среды и рентабельность производства.

Ключевые слова: эколого-экономическая модель, накопление и ассимиляция загрязнений в море, учет температуры и скорости ветра

DOI: 10.22449/0233-7584-2017-1-72-88

Введение. Устойчивое развитие прибрежной зоны моря предполагает рациональное использование морских ресурсов. Новая интенсивно развивающаяся область знаний, получившая название «экологическая экономика» [1, 2], рассматривает в качестве главных морских ресурсов биологическое разнообразие морских экосистем и их устойчивость по отношению к загрязняющим веществам, которые поступают в морскую среду в результате хозяйственной деятельности на берегу и в шельфовой зоне моря. Ассимиляционная емкость морских экосистем приобретает все большее значение по мере интенсификации производства и увеличения плотности населения на приморских территориях. Поэтому более актуальным становится контроль над уровнем загрязнения морской среды промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми отходами [3].

В основу данной работы положена концепция управляемого баланса накопления и ассимиляции загрязнений, которые поступают в море с береговым стоком в виде веществ, нарушающих природное химико-биологическое равновесие прибрежной морской экосистемы. Главные источники загрязнения: промышленные и бытовые отходы в виде взвешенного и растворенного органического вещества, токсичных металлов, соединений фосфора и других химических соединений. Они существенно влияют на прибрежную морскую экосистему, когда скорость потока загрязняющих веществ, поступающих в море, превышает скорость их ассимиляции морской средой. На этом принципе должно быть основано управление балансом накопления и ассимиляции загрязнений.

Цель работы заключалась в том, чтобы связать экономическую выгоду, которую получает производство от использования моря для утилизации отходов, с затратами, необходимыми для сохранения нормального экологического состояния морской среды. Для достижения поставленной цели разработана концептуальная модель эколого-экономической системы, объединяющая процессы, сопровождающие выпуск продукции, с процессами накопления и ассимиляции загрязнений.

Концепция ассимиляционной емкости морской среды по отношению к химико-биологическим процессам, протекающим в морских экосистемах, является частным случаем более общей концепции ресурсной емкости окружающей среды, лимитирующей развитие процессов в сложных системах, которые зависят от конечных объемов ресурсов развития. Расположенные в прибрежной зоне экономические системы производства товаров и услуг имеют ограниченные возможности выпуска продукции в силу конечных материальных, финансовых и иных видов производственных ресурсов, а морские экосистемы обладают конечной ассимиляционной емкостью. Поэтому для построения моделей эколого-экономических систем прибрежной зоны моря удобно использовать общий метод адаптивного баланса влияний (АВС-метод), основанный на адаптации сложной системы к условиям окружающей среды с учетом существующих ресурсных ограничений [4].

В работе [5] предложена построенная АВС-методом модель управления сценариями процессов в эколого-экономической системе «берег – море». Она предназначена для нахождения рационального баланса доходов, полученных от использования морских ресурсов, и затрат на сохранение качества морской среды путем сценарного анализа влияния экономических санкций за загрязнение на процессы в морской экосистеме. Рост концентрации загрязнений в морской среде принят пропорциональным объемам реализуемой продукции, а уменьшение концентрации связано с природоохранными действиями, оплачиваемыми производством.

В данном исследовании мы использовали несколько иную схему управления уровнем загрязнения морской среды. Рассмотрена общая модель управления производством некоторого обобщенного продукта береговой социально-экономической системы, построенная по критерию баланса скоростей накопления и ассимиляции загрязнений в прибрежной зоне моря.

Метод построения модели. Рассмотрим вкратце суть АВС-метода построения модели [4, 6]. Пусть для описания процессов в эколого-экономической системе должно быть использовано множество взаимосвязанных процессов $0 \leq u_i \leq 2C_i$, которые характеризуют движение к поставленной цели моделирования. Переменные u_i оказывают внутрисистемные влияния друг на друга в соответствии с причинно-следственными связями, которые предполагаются известными. В простейшем случае эти связи представляют собой линейные соотношения:

$$u_i = \sum_{j=1, j \neq i}^{n-1} a_{ij} u_j + C_i, \quad (1)$$

где a_{ij} – коэффициенты внутрисистемных влияний, n – число переменных, C_i – их средние значения.

В ABC-методе вводится два основных предположения. Первое предположение: существует стационарное состояние равновесия системы (1), в котором она находится при отсутствии каких-либо внешних влияний ($A_i = 0$). В этом состоянии значения переменных можно рассматривать как отклонения от своих средних значений, вызванные внутрисистемными влияниями. Поэтому стационарное состояние определяется заданным набором средних значений C_i и коэффициентов влияний a_{ij} .

Второе предположение: в системе сохраняется баланс внутрисистемных и внешних влияний. Оно связано с устойчивостью природных и экономических систем к внешним влияниям A_i . Предполагается, что этим свойством обладают все виды экосистем, поскольку обитающие в них живые организмы стремятся приспособиться к меняющимся условиям окружающей среды для того, чтобы выжить. Поэтому переменные внешние влияния на экосистему приводят к установлению динамического баланса состояний: значения переменных экосистемы непрерывно «отслеживают» внешние влияния и адаптируются к ним в пределах своих интервалов изменчивости. Это же свойство распространяется и на экономические системы, если в подобных системах обеспечено сохранение причинно-следственных связей (структуры системы) при внешних воздействиях (управлениях). Таким образом, свойство адаптации к внешним влияниям означает сохранение баланса внутрисистемных и внешних влияний:

$$u_i = \sum_{j=1, i \neq j}^{n-1} a_{ij} u_j + C_i + A_i. \quad (2)$$

Благодаря этим предположениям в ABC-методе моделирования используется универсальное (модульное) уравнение, решением которого является выражение (2). Применение этого уравнения значительно упрощает задачу построения системы уравнений ABC-модели, приобретающей стандартный вид:

$$\frac{du_i}{dt} = 2r_i u_i [C_i - (u_i - \sum_{j=1, j \neq i}^{n-1} a_{ij} u_j - A_i)]. \quad (3)$$

Нетрудно видеть, что балансовые соотношения (2) служат решениями системы уравнений (3). В ряде исследований [4, 6] показано, что эти решения являются устойчивыми и единственными в области изменения значений переменных модели $0 < u_i \leq 2C_i$ при условии, что внутрисистемные и внешние влияния не выводят переменные за пределы этой области:

$$u_i = IF[u_i < 0; 0; IF(u_i > 2C_i; 2C_i; u_i)]. \quad (4)$$

Кроме того, численное решение системы уравнений (3) даже при использовании простейшей схемы Эйлера обладает быстрой сходимостью итерационных процессов. Это происходит благодаря тому, что в каждом из уравне-

ний (3) скорости изменения значений переменных связаны с самими переменными отрицательными обратными связями второго порядка, которые стабилизируют решения уравнений. Поскольку АВС-модели систем вида (3) обеспечивают взаимное приспособление значений переменных модели друг к другу и к внешним влияниям, они образуют класс адаптивных моделей [4, 6].

Высокая устойчивость решений систем уравнений АВС-моделей позволяет широко использовать в них нелинейные логические операторы – агенты управления. Применение агентов управления дает возможность изменять сценарии моделируемых процессов, приближая их к ожидаемым целевым установкам устойчивого развития. Важным частным случаем являются агенты ресурсного лимитирования эколого-экономических процессов развития, применяющиеся в тех случаях, когда формирование продукта системы происходит при одновременном использовании нескольких видов ресурсов. В каждый из моментов времени запасы одного из ресурсов являются минимальными по отношению к другим видам ресурсов. Этот минимальный вид ресурса будет лимитировать увеличение продукта системы, и уравнения АВС-модели системы (3) примут следующий вид:

$$\frac{du_i}{dt} = 2r_i u_i \{ C_i - [u_i - \sum_{j=1, j \neq i}^{k-1} a_{ij} u_j - AG_i \arg \min(a_{ik} u_k, \dots, a_{in} u_n) - A_i] \}, \quad (5)$$

$$AG_i \arg \min = IF(a_{il} u_l = M_l; a_{il} u_l; 0), \quad M = \min(a_{ik} u_k, \dots, a_{il} u_l, \dots, a_{in} u_n). \quad (6)$$

Коэффициенты влияний a_{ij} , в соответствии с балансовым соотношением (2), характеризуют приращения количеств каждого продукта u_i за счет использования ресурсов его формирования u_j . В общем случае, если $u_i = u_i(u_j) = a_{ij} u_j$, то

$$a_{ij} = \frac{\partial u_i}{\partial u_j}.$$

Оценки коэффициентов влияний могут быть получены путем регрессионного анализа временных рядов наблюдений для каждой пары процессов u_i и u_j . В работах [4, 6] замечено, что коэффициенты влияний a_{ij} связаны между собой взаимными корреляционными зависимостями $R_{ij} = E\{u_i u_j\}$ и $G_{ij} = E\{u_i A_j\}$. Поэтому они сами образуют АВС-модель адаптивной системы, в которой выполняют роли переменных, соединенных между собой корреляционными связями. Коэффициенты влияний должны быть определены на интервалах $(-0,5; 0,5)$, тогда как переменные АВС-модели определены на интервалах положительных значений $0 \leq u_i \leq 2C_i$. Поэтому необходимо ввести следующую систему уравнений АВС-модели для переменных a'_{ij} , отличающихся от коэффициентов влияний a_{ij} на постоянную величину 0,5 ($a'_{ij} = a_{ij} + 0,5$):

$$\frac{da'_{ij}}{dt} = a'_{ij} \left[1 - 2 \left(a'_{ij} - R_{ij} + \sum_{p=1, p \neq i}^{n-2} a'_{ij} R_{pj} + G_{ij} \right) \right], \quad (i, j = 1, 2, \dots, n), (i \neq j), \quad (7)$$

$$a'_{ij} = IF[a'_{ij} < 0; 0; IF(a'_{ij} > 1; 1; a'_{ij})], \quad (8)$$

Таким образом, системы уравнений (3) и (7) при дополнительных условиях (4) и (8) дают возможность построить адаптивную модель эколого-экономической системы прибрежной зоны моря на основе схемы причинно-следственных зависимостей между ее компонентами.

Адаптивная модель управления уровнем загрязнения прибрежной морской среды от контролируемого берегового стока. Для того чтобы построить модель, соответствующую сформулированной выше цели данной работы, приняты дополнительные предположения. Считалось, что уровень загрязнения моря береговым стоком пропорционален объему обобщенного продукта, производимого экономической системой приморской территории. В качестве характеристики уровня загрязнения использована средняя по объему прибрежной морской акватории интегральная оценка

$$PL = \sum_{k=1}^m \rho_k PL_k + PL_0, \quad (9)$$

которая представляла собой взвешенную с весами ρ_k сумму m видов концентраций загрязняющих веществ PL_k , которые наиболее вредны для биоразнообразия экосистемы и превышают по величине оценку средней многолетней (фоновой) концентрации загрязняющих веществ PL_0 . Поэтому система управления уровнем загрязнения не должна была превышать предельно допустимые значения (ПДК) PL_k^* . Предполагалось, что возможно контролировать значение PL путем дистанционных или контактных наблюдений, причем известна также интегральная величина ПДК PL^* .

При введенных предположениях концептуальная модель управления эколого-экономической системой основана на зависимости рентабельности производства товаров и услуг береговой экономической системы от санкций, налагаемых на нее за ухудшение экологического состояния морской среды в прибрежной акватории. Для оценки этого состояния использованы текущие значения концентрации загрязнений $PL(t)$, поступающих в море с береговым стоком, и интегральный баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязняющих веществ $S(t)$. В качестве критериев управления приняты ПДК PL^* и допустимая величина интегрального баланса S^* . На рис. 1. приведена концептуальная модель управления системой с обозначенными переменными модели и агентами управления.

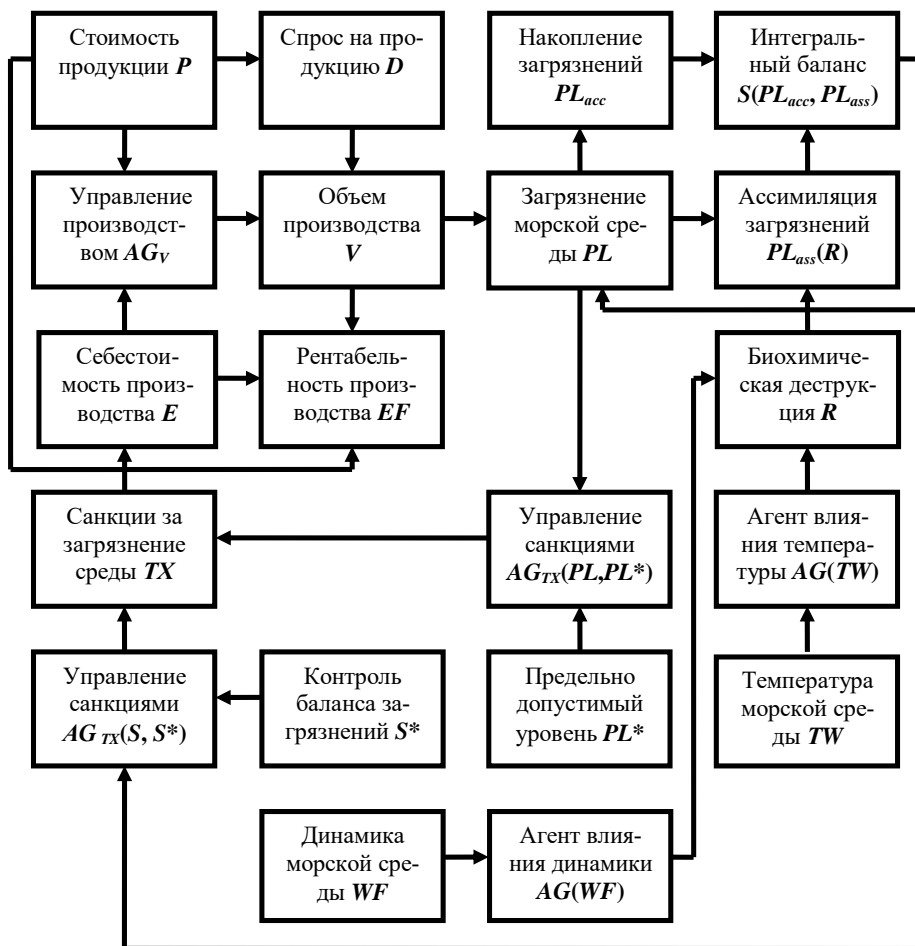


Рис. 1. Концептуальная модель управления эколого-экономическими процессами накопления и ассимиляции загрязнений в прибрежной морской среде

В системе управления операции производились в следующей последовательности. С ростом спроса на обобщенный продукт D увеличивался объем производства V и возрастал объем поступающих в море загрязняющих веществ, от которого зависела концентрация загрязняющих веществ в морской среде PL . Агент управления $AG_{TX}(PL, PL^*)$ следил за ростом концентрации загрязнений и устанавливал размеры санкций TX , увеличивающих себестоимость производства E . Агент управления производством $AG_V(P, E)$ сравнивал себестоимость E с рыночной стоимостью продукта P и сокращал (или останавливал) выпуск продукции, когда нарушалось условие рентабельности производства EF : себестоимость производства становилась выше стоимости ($E > P$). Если уровень загрязнения превышал значение PL^* , включался дополнительный штраф за превышение ПДК загрязнений. При сокращении объема производства наступала обратная последовательность событий:

уменьшались объем поступающих в море загрязняющих веществ и размер санкций, а следовательно, и величина себестоимости производства. При наступлении условия $E < P$ агент управления $AG_V(P, E)$ восстанавливал выпуск продукции до существующего уровня спроса на него.

Интегральный баланс накопления и ассимиляции загрязняющих веществ рассматривался как разность $S(t)$ двух составляющих:

$$S(t) = S_{acc}(t) - S_{ass}(t), \quad (10)$$

$$S_{acc}(t) = a_{PL/V} \int_0^t V(\tau) d\tau, \quad (11)$$

$$S_{ass}(t) = a_{PL/V} \int_0^t R(\tau) V(\tau) d\tau, \quad (12)$$

где $S_{acc}(t)$ – накопленное (аккумулированное) количество загрязнений; $S_{ass}(t)$ – накопленное ассимилированное их количество. Функция $R(t)$ – относительная скорость ассимиляции загрязнений (коэффициент ассимиляции) – представляла собой отношение скорости ассимиляции загрязнений $S'_{ass}(t)$ к скорости их накопления $S'_{acc}(t)$. При естественном условии $S'_{ass}(t) \leq S'_{acc}(t)$ значения функции $R(t)$ заключены в интервале $(0 \leq R(t) \leq 1)$. Функция зависела от интенсивности биохимических реакций разложения загрязняющих веществ, от температуры моря TW , а также от переноса и турбулентной диффузии водных масс.

Соотношение скоростей накопления и ассимиляции загрязнений в море определяло их концентрацию. Поскольку ассимиляционная емкость морской среды всегда ограничена, существовала верхняя грань скорости ассимиляции, при которой коэффициент ассимиляции имел максимальное значение $R_{max} \leq 1$. При этом баланс загрязнений (10) принимал значение S^* . Выше этой грани, при $S(t) > S^*$, скорость переработки загрязняющих веществ в продукты, безвредные для морской экосистемы, начинала заметно отставать от скорости их накопления. Происходил быстрый рост концентрации загрязнений, угрожающий деградацией экосистемы, поскольку коэффициент ассимиляции $R(t)$ становился экспоненциально убывающей функцией:

$$R(t) = IF[S < S^*; R_{max}; R_{max} \exp(-\alpha_R \tau)]. \quad (13)$$

Для того чтобы построить модель накопления и ассимиляции загрязнений в рамках принятого в данной работе интегрального подхода, введены следующие допущения:

– функция $R(t)$ зависит от интенсивности биохимических реакций разложения загрязняющих веществ, от температуры моря TW , от переноса и турбулентной диффузии водных масс и определяет интенсивность уменьшения накопленного объема загрязнения в единицу времени $(0 \leq R(t) \leq 1)$;

– модуль скорости приводного ветра WF характеризует влияние динамики водных масс на скорость ассимиляции;

– с ростом температуры и увеличением скорости приводного ветра скорость ассимиляции накопленных загрязнений увеличивается по экспоненциальному закону с насыщением.

Эти допущения позволили представить функцию $R(t)$ с помощью агентов управления $AG[TW(t)]$ и $AG[WF(t)]$:

$$R(t) = IF\{R(t) > 1; 1; IF[S < S^*; 1; R(t)\exp(-b_R\tau)] + AG[TW(t)] + AG[WF(t)]\}, \quad (14)$$

$$AG[TW(t)] = a_{R/TW} IF\{TW(t) > 0; 1 - \exp[-b_{R/TW}TW(t)]; 0\},$$

$$AG[WF(t)] = a_{R/WF} IF\{WF(t) > 0; 1 - \exp[-b_{R/WF}WF(t)]; 0\}.$$

Таким образом, баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязнений $S(t)$ зависел от значения $R(t)$. При коэффициенте $R(t)$, равном единице, 100 % всех поступающих загрязнений ассимилировалось, загрязнения не накапливались, а их концентрация в море определялась исключительно текущим объемом производства. В этом случае ($R(t)=1$) баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязнений (10) имел интервал значений $(0, S^*)$, при котором морская экосистема способна адаптироваться к таким уровням загрязнения. При $S > S^*$ коэффициент $R(t)$ становился меньше единицы и накопленный уровень загрязнения превышал предельно допустимое значение, что вызывало опасное для экосистемы экологическое состояние.

Для того чтобы учесть эти предположения в схеме управления эколого-экономической системой (рис. 1), параллельно с описанной выше цепочкой отрицательной обратной связи между объемом производства $V(t)$ и уровнем загрязнения морской среды $PL(t)$ использована еще одна цепочка управления, которая контролировала динамику объемов накопленных и ассимилированных загрязнений. В этот дополнительный контур управления был включен агент $AG_{TX}(S, S^*)$, увеличивавший санкции за загрязнение TX , когда баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязнений $S(t)$ превышал значение S^* , определенное адаптационными свойствами морской экосистемы:

$$AG_{TX/S^*}(S, S^*) = IF\{S < S^*; 0; a_{TX/S-S^*}(S - S^*)[1 - \exp(-b_{TX/S-S^*}\tau)]\}. \quad (15)$$

Динамические уравнения модели эколого-экономической системы. Уравнения были построены с помощью модульных формул ABC-метода (5), (6) и схемы влияний моделируемых процессов, изображенной на рис. 1. Они представлены системой уравнений (16) – (22). В уравнение для спроса на продукцию системы включены функция внешнего влияния D^* , которая устанавливала динамику спроса, и константа C_D – среднее значение спроса:

$$\frac{dD}{dt} = 2r_D D[C_D - (D_i + a_{D/P}P - D^*)], \quad (16)$$

$$D = IF[D < 0; 0; IF(D > 2C_D; 2C_D; D)].$$

В уравнение для объема производства товаров и услуг был включен агент управления $AG_V(P, E)$, который уменьшал или останавливал производство в зависимости от величины константы управления V^* :

$$\frac{dV}{dt} = 2r_V V \{C_V - [V + AG_V(P, E) - a_{V/D} D]\}. \quad (17)$$

$$V = IF[V < 0; 0; IF(V > 2C_V; 2C_V; V)],$$

$$AG_V(P, E) = IF\{P > E; 0; V^*[1 - \exp(-b_V \tau)]\}. \quad (18)$$

С учетом соотношений (10) – (12) в уравнение для концентрации загрязнений был включен логический оператор, учитывающий величину функции ассимиляции накапливаемых загрязнений $R(t)$:

$$\frac{dPL}{dt} = 2r_{PL} PL \{C_{PL} - [PL - a_{PL/V} IF\{R(t) = 1; V(t); \int_0^t [1 - R(\tau)] V(\tau) d\tau\}]\}, \quad (19)$$

$$PL = IF[PL < 0; 0; IF(PL > 2C_{PL}; 2C_{PL}; PL)].$$

Слагаемое $a_{TX/PL} PL$ в уравнении для штрафных санкций устанавливало штраф за текущий поток загрязнений. Агент управления $AG_{TX/PL}(PL, PL^*)$ увеличивал размер этого штрафа, когда уровень загрязнения превышал ПДК PL^* , а агент $AG_{TX/S^*}(S, S^*)$ добавлял к штрафным санкциям еще одну составляющую (15), когда интегральный баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязняющих веществ S становился больше S^* :

$$\frac{dTX}{dt} = 2r_{TX} TX \{C_{TX} - [TX - a_{TX/PL} PL - AG_{TX/PL^*}(PL, PL^*) - AG_{TX/S^*}(S, S^*) + TX^*]\}, \quad (20)$$

$$TX = IF[TX < 0; 0; IF(TX > 2C_{TX}; 2C_{TX}; TX)],$$

$$AG_{TX/PL^*}(PL, PL^*) = IF\{PL < PL^*; 0; a_{TX/PL^*}(PL - PL^*)[1 - \exp(-b_{TX/PL^*} \tau)]\}, \quad (21)$$

где TX^* – константа, регулирующая размеры санкций.

В уравнение для себестоимости включена константа E^* , которая учитывала все производственные расходы, связанные с выпуском единицы продукции:

$$\frac{dE}{dt} = 2r_E E [C_E - (E - a_{E/TX} TX + E^*)], \quad (22)$$

$$E = IF[E < 0; 0; IF(E > 2C_E; 2C_E; E)].$$

Для оценки экономической рентабельности производства EF использован логарифм отношения доходов экономической системы, накопленных за период времени $(0, t)$, $I_{acc}(t)$ к расходам E_{acc} , накопленным за тот же период времени:

$$I_{acc} = \int_0^t P^* V(t) dt, \quad E_{acc} = \int_0^t E(t) V(t) dt, \quad EF = \ln \frac{1 + I_{acc}}{1 + E_{acc}}. \quad (23)$$

Вычислительные эксперименты с моделью. С построенной моделью проведена серия вычислительных экспериментов. Для удобства сопоставления сценариев процессов размерные переменные модели u'_i и внешние влияния A'_i , имеющие средние значения $C_{u'_i}$ и \bar{A}'_i соответственно, были представлены в безразмерной форме u_i и приведены к общему интервалу изменчивости (0, 10) с помощью тождеств

$$5u'_i = C_{u'_i}u_i, \quad \bar{A}'_i A'_i = \bar{A}_i A_i. \quad (24)$$

В первом эксперименте исследованы управляемость модели и ее чувствительность к изменениям параметров, определяющих влияние штрафных санкций на уровень загрязнения и рентабельность производства. Значения параметров модели представлены ниже:

$a_{D/P}$	0,3	b_V	0,1	C_{u_i}	5,0	D^*	2,0
$a_{V/D}$	1,0	$a_{R/WF}$	1,0	r_i	1,0	V^*	5,0
$a_{E/TX}$	0,8	$b_{R/TW}$	0,1	$a_{TX/S,S^*}$	0,5	E^*	3,0
$a_{TX/PL}$	0,4	$b_{R/WF}$	0,5	$b_{TX/S,S^*}$	0,2	S^*	5,0
$a_{PL/V}$	1,0	b_{TX/PL^*}	0,1	$a_{R/TW}$	1,0	PL_0	2,0
a_{TX/PL^*}	0,5	a_{TX/PL^*}	0,7	P^*	4,5	PL^*	3,5

В первой серии экспериментов не учитывались термодинамические факторы $TW(t)$ и $WF(t)$, для того чтобы впоследствии оценить их влияние на баланс накопления и ассимиляции загрязнений. Результаты расчетов приведены на рис. 2.

Сначала были построены сценарии функций $R(t)$ и $S(t)$ по формулам (13), (14) модели накопления и ассимиляции загрязнений (рис. 2, *a*). Максимальное значение коэффициента ассимиляции R_{\max} равно 1,0. Заданная ассимиляционная емкость среды ($S_{\text{ass}}^* = 5$) обеспечивала равенство скоростей накопления и утилизации загрязнений до 125-го шага вычислений, когда произошло падение скорости ассимиляции и сценарий S_{ass} стал быстро отставать от сценария S_{acc} . С этого момента времени интегральный баланс S начал резко возрастать.

Далее рассмотрен неблагоприятный для экосистемы случай, когда скорость ассимиляции загрязнений низкая ($R_{\max} = 0,05$), но штрафные санкции за загрязнение отсутствуют ($TX = 0$). Эти сценарии показаны на рис. 2, *b* – *г*. Как следует из рис. 2, *б*, себестоимость производства E была существенно ниже стоимости продукта P^* . Поэтому выпуск продукции происходил на уровне спроса на нее ($V = D = 5,6$), а рентабельность производства EF была постоянной и высокой (рис. 2, *г*). Ввиду низкой скорости ассимиляции баланс накопления и ассимиляции загрязнений достиг значения S^* уже на 6-м шаге вычислений, когда произошло резкое падение коэффициента R_{\max} (рис. 2, *г*). После этого уровень загрязнения возрастал пропорционально накоплению загрязняющих веществ в морской среде (рис. 2, *в*).

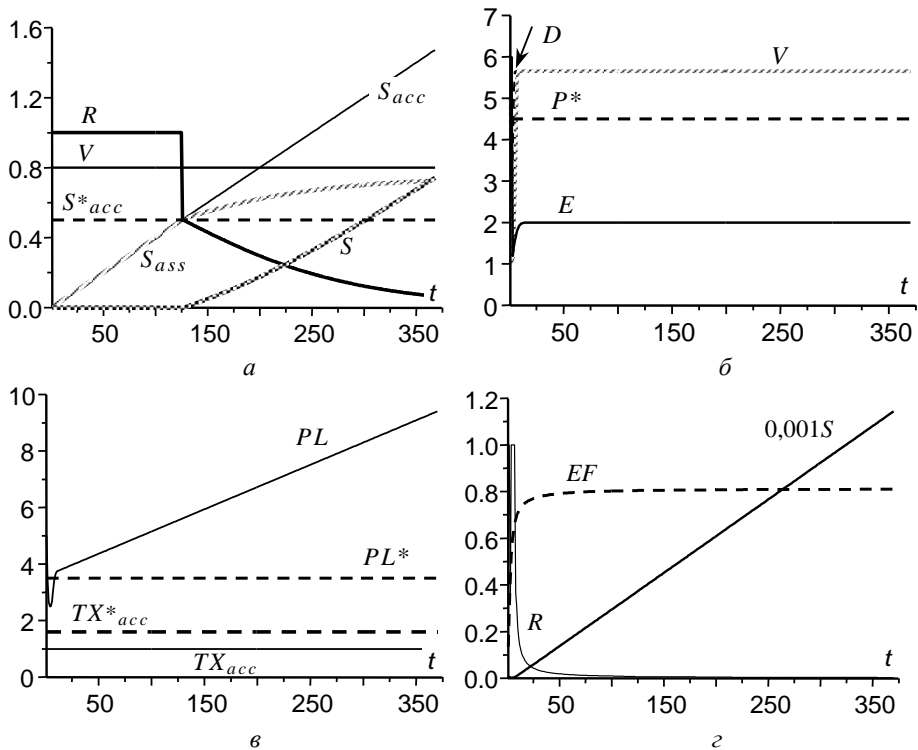


Рис. 2. Результаты экспериментов при постоянном объеме производства без наложения экономических санкций и без учета температуры и динамических процессов в море: *a* – модельный пример балансов S накопления S_{acc} и ассимиляции S_{ass} загрязнений при $R_{max} = 1,0$ и $S^*_{acc} = 0,5$; *б* – *г* сценарии эколого-экономических процессов при $R_{max} = 0,05$

Затем были включены санкции за загрязнение и проведены эксперименты при различных скоростях ассимиляции накопленных загрязнений, заданных выбором значений функции R_{max} . Фоновое значение концентрации загрязнений PL_0 в экспериментах было принято равным 2, а ассимиляционная емкость S^* характеризовалась значением, равным 3,5. Результаты расчетов, полученные при различной скорости ассимиляции накопленных загрязняющих веществ, приведены на рис. 3.

При различных скоростях ассимиляции сценарии процессов в эколого-экономической системе управления существенно отличались по виду (рис. 3), хотя схема управления ими была одинаковой. В экспериментах, результаты которых показаны на рис. 3, штрафные санкции при скоростях ассимиляции в диапазоне значений R_{max} (1,0; 0,05) обеспечивали уровень загрязнения ниже предельно допустимого значения ($PL < PL^*$). Поэтому управление сценариями происходило за счет агентов $AG_{TX/S}(S, S^*)$ и $AG_V(P, E)$ по общей схеме.

Рассмотрим в качестве примера операции управления системой при скорости ассимиляции загрязняющих веществ, равной 100 % их накопленного объема в единицу времени, т. е. когда $R_{max} = 1,0$ (рис. 3, *a*, *в*). В начальный период времени (до 160-го шага вычислений) выпуск продукции V совпадал по величине со спросом на нее D , а уровень загрязнения $PL = 2,0$ оставался

постоянным ввиду равенства скорости накопления и ассимиляции загрязнений. Однако в течение этого периода времени штрафные санкции TX увеличивались, поскольку накопленный объем загрязняющих веществ превышал установленное пороговое значение $S^* = 3,5$.

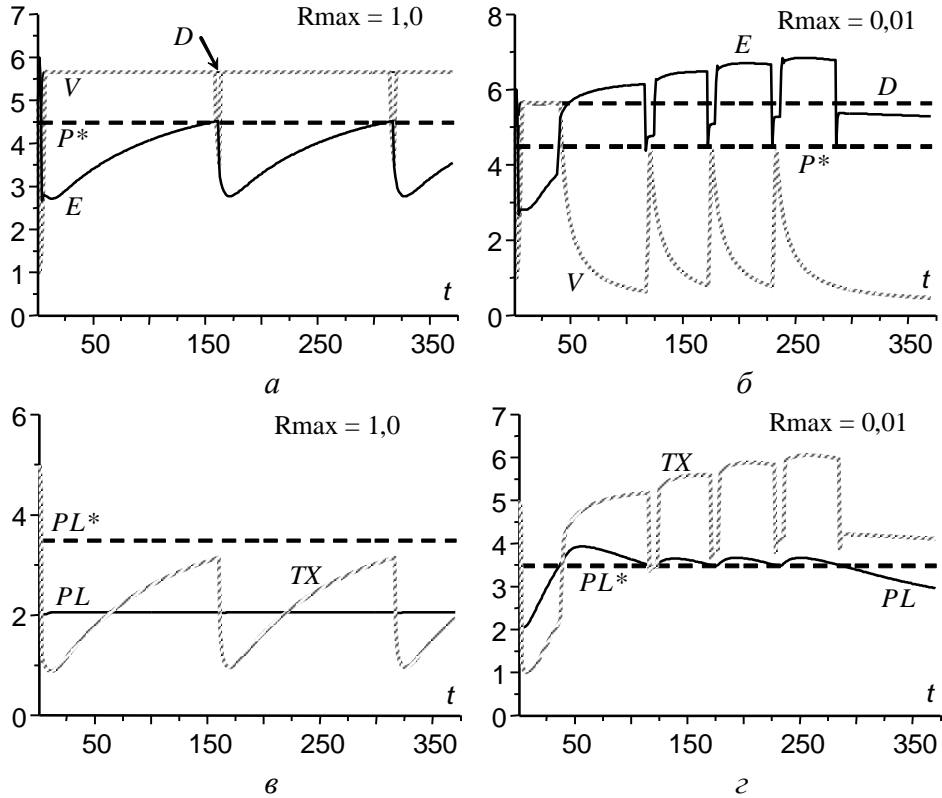


Рис. 3. Сценарии процессов в эколого-экономической системе управления при различной скорости ассимиляции загрязняющих веществ

С увеличением штрафных санкций себестоимость производства E возросла и на 160-м шаге превысила стоимость выпускаемой продукции. Производство перестало быть рентабельным, и агент управления резко уменьшил выпуск продукции V . Падение производства было кратковременным: поскольку скорость накопления загрязняющих веществ, а вместе с ней и себестоимость производства сократились, производство вновь стало рентабельным и выпуск продукции снова вырос до уровня спроса. В дальнейшем рассмотренный цикл операций управления повторился.

На рис. 3, б, г приведен пример низкой скорости ассимиляции, равной 1 % объема загрязняющих веществ в единицу времени. В данном случае при том же начальном объеме выпуска продукции (штриховая линия V на рис. 3, б) концентрация PL превысила ПДК ($PL^* = 3,5$) уже на 39-м шаге по времени. Сценарии процессов приняли более изменчивый характер, так как помимо агента $AG_{TX/S^*}(S, S^*)$ в операции управления активно включился

агент $AG_{TX/PL}(PL, PL^*)$, который резко увеличивал размер санкций TX за превышение ПДК загрязнений. В системе управления возник цикл снижения и восстановления объемов производства, который на отрезке времени от 50-го до 235-го шага вычислений позволял удерживать уровень загрязнения вблизи предельно допустимой концентрации $PL^* = 3,5$. Параллельно с этим контуром управления действовал и описанный выше механизм контроля баланса скоростей накопления и ассимиляции загрязняющих веществ S . Ввиду низкой скорости ассимиляции (высокого значения баланса S) штрафные санкции TX и себестоимость производства E продолжали оставаться высокими, что не позволило после 235-го шага вычислений возобновить прежний объем производства. Об этом свидетельствует график баланса S , обозначенный на рис. 4, *a* надписью «1 %».

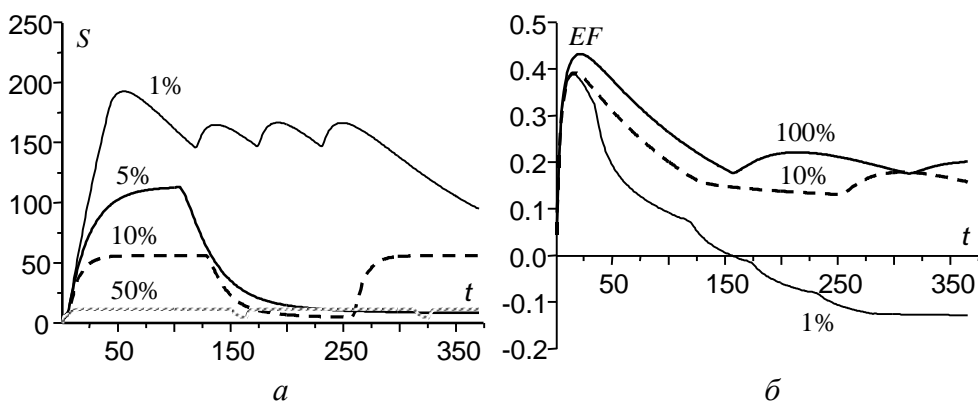


Рис. 4. Зависимость рентабельности производства EF от баланса скоростей накопления и ассимиляции загрязнений в море S без учета влияния температуры и динамики водных масс. В процентах указана скорость ассимиляции накопленного объема загрязняющих веществ вследствие биохимических реакций разложения

Зависимость рентабельности производства EF от баланса скоростей накопления и ассимиляции загрязнений в море S без учета влияния температуры и динамики водных масс показана на рис. 4, *б*. Из приведенных сценариев следует, что рентабельность начинала быстро убывать, когда скорость ассимиляции загрязнений становилась меньше чем 10 % их объема в единицу времени. Таким образом проявился эффект управления объемами выпуска продукции, графики которых приведены на рис. 3. Из графиков следует, что полученная зависимость имела нелинейный характер. Наиболее резкое падение рентабельности производства наблюдалось при низких скоростях ассимиляции, т. е. при высоких концентрациях загрязнений.

В следующем эксперименте были выполнены расчеты эколого-экономических процессов с учетом внешнего влияния на морскую экосистему: изменений температуры TW и модуля скорости ветра WF . Для проведения этих экспериментов были имитированы сценарии внутригодовой изменчивости внешних влияний, которые показаны на рис. 5, *а*. Чтобы сравнить с

предыдущими расчетами, не учитывающими влияние TW и WF , была выбрана скорость биохимического разложения загрязняющих веществ, равная 1 % их объема в единицу времени, что соответствовало максимальному значению функции скорости ассимиляции $R_{\max} = 0,01$.

Сценарии эколого-экономических процессов, полученные в этом эксперименте, приведены на рис. 5, б – е. График функции скорости ассимиляции загрязнений $R(t)$, рассчитанной по формулам (13) – (15), изображен на рис. 5, в. Сценарии объемов производства V и концентрации загрязнения морской среды PL (рис. 5 б, г) были построены с учетом всех факторов, влияющих на ассимиляцию загрязнений: скорости биохимического разложения при $R = 0,01$, температуры TW и модуля скорости ветра WF . Эти условия на графиках для всех переменных модели обозначены как «1 % + TW + WF ».

Функция $R(t)$ вычислялась по формуле (13) с учетом динамических факторов влияния. Ее график внутригодовой изменчивости $R(t)$ приведен на рис. 5, в. Известно, что с увеличением температуры моря скорость биохимических реакций разложения загрязняющих веществ возрастает. Кроме того, под влиянием приводного ветра происходит интенсивное перемешивание верхнего слоя, что способствует диссипации взвешенной фазы и разложению растворенной фазы загрязнений [3]. Этот эффект хорошо заметен на рис. 5, б, г – е. Из сравнения полученных сценариев с графиками процессов, изображенных на рис. 3, б, г, следует вывод, что динамические факторы весьма значительно увеличивали скорость ассимиляции загрязнений и тем самым существенно повлияли на управление эколого-экономическими процессами. Сценарий концентрации загрязнений на рис. 5, г удерживался на уровне значения PL , равного 2,2, тогда как на рис. 3, г оно превысило ПДК ($PL^* = 3,5$).

Штрафные санкции за загрязнение были связаны в основном с балансом скоростей накопления и ассимиляции загрязнений, т. е. со значением функции $R(t)$. Сокращение объема производства произошло на 146-м шаге вычислений, когда его себестоимость E превысила стоимость обобщенного продукта P^* . Однако уже на 167-м шаге выпуск продукции был возобновлен, так как штрафные санкции TX были резко уменьшены вследствие падения баланса скоростей накопления и ассимиляции загрязнений ниже контрольного значения $S^* = 5$ (рис. 5, д). Повторное ограничение выпуска продукции произошло на 315-м шаге вычислений, когда баланс скоростей накопления и ассимиляции загрязнений снова опустился ниже значения $S^* = 5$. Причиной на этот раз стало имитированное сезонное понижение температуры моря (рис. 5, а). Таким образом, эксперименты показали существенное влияние термических и динамических факторов на скорость ассимиляции загрязнений: полученные сценарии эколого-экономических процессов ближе всего соответствовали сценарию PL на рис. 3, в, когда скорость ассимиляции за счет биохимических процессов была максимальной ($R_{\max} = 1$).

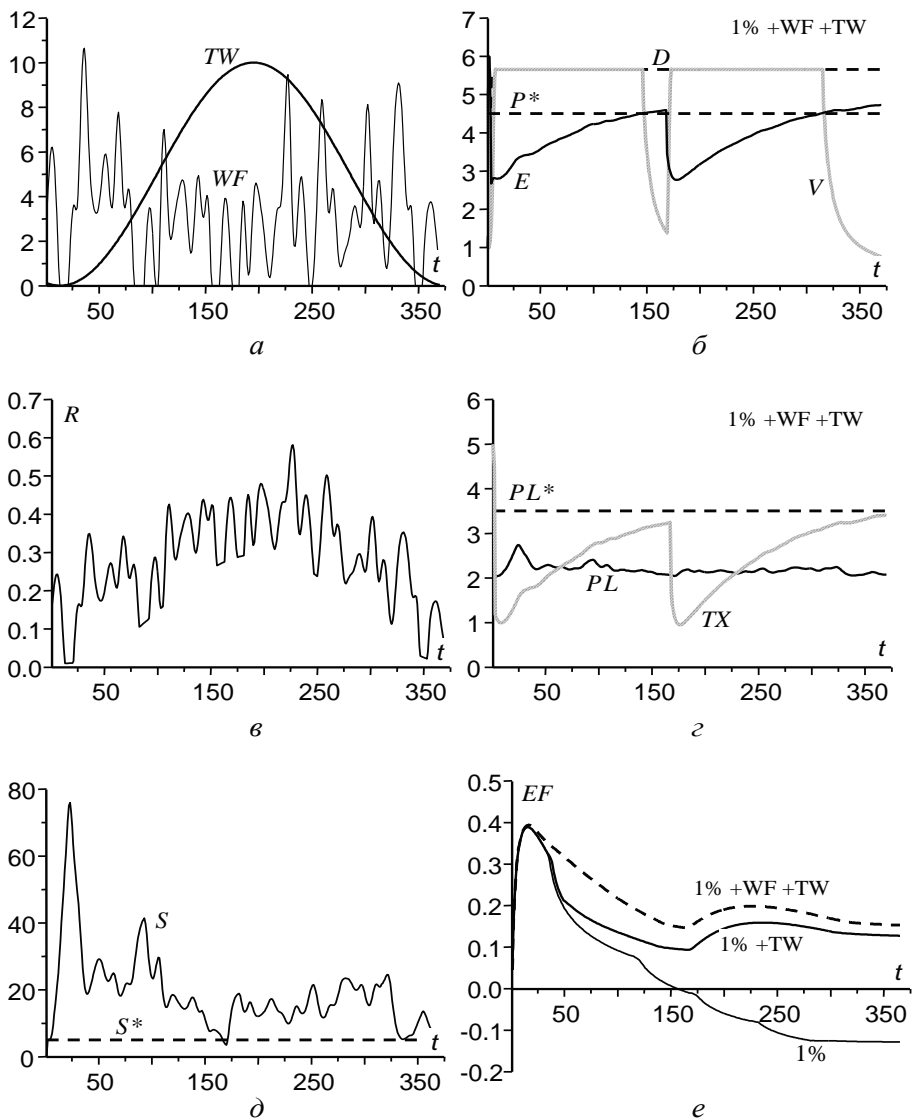


Рис. 5. Влияние температуры моря TW и модуля скорости ветра WF на эколого-экономические процессы при скорости биохимической ассимиляции загрязнений $R_{\max} = 0,01$ (1 % их объема в единицу времени): a – имитированные сценарии TW и WF ; $б, з$ – переменные модели с учетом TW и WF (1% + TW + WF); $в$ – функция скорости ассимиляции $R(t)$; $д$ – баланс объемов накопленных и ассимилированных загрязнений; $е$ – рентабельность производства без учета TW и WF (1 %), с учетом TW (1 % + TW), с учетом TW и WF (1 % + TW + WF)

Заключение. В данной работе рассмотрен общий метод управления сложной системой, включающей в себя береговой социально-производственный комплекс и экосистему прибрежной морской среды. Береговая подсистема комплекса сэкономила средства на утилизацию промышленных и бытовых отходов за счет ассимиляционных ресурсов моря, в то время как цели рационального природопользования заключались в том, чтобы не допустить необратимой деградации морской экосистемы. Задача данного исследования

заклучалась в проверке предложенных механизмов управления эколого-экономическими процессами, применение которых возможно при введенных допущениях. Предполагалось, что ассимиляционная емкость прибрежной экосистемы определяется интенсивностью процессов биохимического разложения вредных веществ, выносимых в море с береговым стоком, которая, в свою очередь, зависит от температуры моря и от динамической активности водных масс. Для учета всех влияющих факторов введена функция скорости ассимиляционных процессов, которая, в сопоставлении со скоростью потока загрязняющих веществ, определяет динамический баланс накопления и ассимиляции загрязнений [7 – 15].

Предложена схема причинно-следственных связей между уровнем загрязнения морской среды и штрафными санкциями, ограничивающими поток загрязняющих веществ за счет снижения рентабельности производства. Формализация этой схемы методом адаптивного баланса влияний позволила построить имитационную модель для проведения вычислительных экспериментов. По их результатам сделаны следующие выводы:

– адаптивная имитационная модель (10) – (24) может быть использована для прогноза сценариев производственных процессов береговой подсистемы (объем производства обобщенного продукта, себестоимость, рентабельность) параллельно со сценариями концентрации загрязняющих веществ и баланса накопленных и ассимилированных объемов загрязнений;

– благодаря включению в модель агентов управления появилась возможность определять наиболее выгодные режимы использования ассимиляционной емкости морской среды путем вариации размеров штрафных санкций за загрязнение;

– модель учитывает тот факт, что температура моря и ветровое перемешивание водных масс существенно увеличивают ассимиляционную емкость морской среды.

Дальнейшее развитие предложенного подхода к управлению сложной системой «береговой сток – прибрежная морская среда» предполагает конкретизацию источника и химического состава загрязнений, поступающих в море, а также детализацию модели морской экосистемы, переменные которой наиболее чувствительны к такому воздействию.

Работа выполнена в ходе проведения плановых исследований ФГБУН МГИ РАН по проекту № 007-00694-16 ПР «Фундаментальная океанология».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Daly H., Farley J.* Ecological Economics: Principles and Applications. 2nd edition. – Washington: Island Press, 2010. – 544 p.
2. *Voinov A.* Systems Science and Modeling for Ecological Economics. – N-Y.: Academic Press, 2008. – 430 p.
3. *Ofiara D.D., Seneca J.J.* Economic Losses from Marine Pollution: a Handbook for Assessment. – Washington: Island Press, 2001. – 320 p.
4. *Тимченко И.Е., Игумнова Е.М., Тимченко И.И.* Системный менеджмент и ABC-технологии устойчивого развития. – Севастополь: МГИ НАН Украины. – 2000. – 225 с.

5. *Тимченко И.Е., Иващенко И.К., Игумнова Е.М.* Управление эколого-экономическими процессами в интегральной модели прибрежной зоны моря // Морской гидрофизический журнал. – 2011. – № 1. – С. 48 – 66.
6. *Timchenko I.E., Igumnova E.M., Timchenko I.I.* Adaptive balance models for environmental-economic systems. – Create Space Independent Publishing Platform, 2016. – 486 p.
7. *Samhouri J.F., Levin P.S.* Linking land- and sea-based activities to risk in coastal ecosystems // *Biol. Conserv.* – 2012. – 145, Issue 1. – P. 118 – 129.
8. *Guerry A.D., Ruckelshaus M.H., Arkema K.K. et al.* Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning // *Int. J. Bio. Sci. Ecosystem Serv. Management.* – 2012. – 8, Issue 1. – 2. – P. 107 – 121.
9. *Halpern B.S., Walbridge S.S., Selkoe K.A. et al.* A global map of human impact on marine ecosystems // *Science.* – 2008. – 319, Issue 5865. – P. 948 – 952.
10. *Heckbert B.S., Baynes T., Reeson A.* Agent-based modeling in ecological economics // *Ann. N.Y. Acad. Sci.* – 2010. – 1185. – P. 39 – 53.
11. *Crépin A.-S., Norberg J., Mäler K.-G.* Coupled economic-ecological systems with slow and fast dynamics – modelling and analysis method // *Ecol. Econom.* – 2011. – 70, Issue 8. – P. 1448 – 1458.
12. *Goetz R., Zilberman D.* The dynamics of spatial pollution: the case of phosphorus runoff from agricultural land // *J. Econ. Dyn. Contr.* – 2000. – 24, Issue 1. – P. 143 – 163.
13. *Christie P.* “Is integrated coastal management sustainable?” // *Ocean Coast. Manag.* – 2005. – 48, Issue 3. – 6. – P. 208 – 232.
14. *Elofsson K., Folmer H., Gren I.-M.* Management of eutrophicated coastal ecosystems: a synopsis of the literature with emphasis on theory and methodology // *Ecol. Econom.* – 2003. – 47, Issue 1. – P. 1 – 11.
15. *Shogren J.F., Parkhurst G.M., Settle C.* Integrating economics and ecology to protect nature on private lands: models, methods, and mindsets // *Environ. Sci. Policy.* – 2003. – 6, Issue 3. – P. 233 – 242.

Management of ecological-economic processes of pollution accumulation and assimilation in the coastal zone marine environment

I.E. Timchenko, I.K. Ivashchenko, E.M. Igumnova

Marine Hydrophysical Institute, Russian Academy of Sciences, Sevastopol, Russia

A model for managing the accumulation/assimilation balance of pollution brought to the sea by the coastal drainage is proposed. It is based on the negative feedback between the terrestrial economic system efficiency and the penalty sanctions applied for polluting the sea coastal area. The model is constructed by the Adaptive Balance of Causes method and contains the management agents controlling the volume of the generalized production output by the economic system depending on the rate of pollution assimilation due to the biochemical processes resulting in the marine environment natural purification. Influence of the sea temperature and the water mass dynamics on these processes is considered. Scenarios of their intra-annual variability are constructed, and it is shown that the sea temperature and the sea surface wind, having been allowed for in the management model, strongly impact the marine environment pollution level and the coastal economy efficiency.

Keywords: ecological-economic model, pollution accumulation and assimilation in the sea, consideration of sea temperature and sea surface wind