

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

---

ВОДНЫЕ  
РЕСУРСЫ

(ОТДЕЛЬНЫЙ ОТТИСК)

4

---

МОСКВА · 1989

УДК 628.394.6 : 628.35

МОСКОВКИН В. М.

**УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ВОДЫ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ МОРЯ  
ПРИ ИНТЕНСИВНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКЕ**

Рассмотрены задачи управления качеством воды в прибрежной зоне моря (акватории порта, районы глубоководных выпусков сточных вод, рекреационная зона моря). В основе их решения — балансовые модели с сосредоточенными параметрами, представляющими собой обыкновенные дифференциальные уравнения первого порядка или их системы. Управляющим фактором принималась площадь биофильтрующей поверхности гидробиоинженерных конструкций. Процесс управления связывался с достижением заданного (фонового) качества воды (по взвешенным веществам) в изучаемом районе прибрежной зоны.

В условиях все возрастающего вовлечения прибрежной зоны морей в хозяйственную деятельность человека большое значение приобретает проблема оптимального управления качеством воды в этой зоне. Для ее решения в настоящее время нет четких теоретических подходов и методов из-за недостаточно развитой теории математического моделирования морских экосистем в целом и подхода к их управлению, трудностью выделения реальных управляющих параметров, ограниченностью (или отсутствием) соответствующих технических средств и т. д. Существующие математические модели качества воды с распределенными параметрами (уравнения гидродинамики, переноса и трансформации примесей в водоеме) в принципе позволяют решать подобные задачи при вводе в них управляющих факторов (например, в виде локализованных отрицательных (гидробиоинженерные конструкции) и положительных (сбросы сточных вод, узкая полоса рекреационного использования прибрежной зоны и др.) источников, ограничений на эти управляющие факторы, критериев оптимальности (достижения заданного качества воды с учетом оптимизации некоторой функции). Эти модели ввиду их большой сложности не всегда удобны для практического применения. В связи с этим предлагается использовать балансовые модели с сосредоточенными параметрами, представляющие собой обыкновенные дифференциальные уравнения первого порядка или их системы (динамические), которые удобны для решения инженерных задач управления.

Рассмотрим три сферы применения моделей управления качеством воды: в акваториях порта, в районах глубоководных выпусков сточных вод и в рекреационных зонах. Во всех этих задачах одним из управляющих факторов рассмотрим эффективность биологической очистки в гидробиоинженерных сооружениях биофильтрационного типа, которые являются наиболее перспективными в решении проблемы улучшения качества воды прибрежной зоны морей в условиях интенсивной антропогенной нагрузки. Качество воды характеризуется концентрацией взвешенных веществ, которые во многом определяют гидрохимическое и санитарно-гигиеническое состояние вод прибрежной зоны моря (они включают в себя большую долю основных загрязняющих веществ — органических, тяжелых металлов, пестицидов, нефтепродуктов, различных типов бактерий и др.). Наличие хороших корреляционных связей между концентрациями взвешенных веществ и другими показателями качества воды позволяет использовать балансовые модели, описывающие содержание взвешенных веществ, с дальнейшим перерасчетом на необходимый (коррелируемый) показатель качества воды.

Рассмотрено несколько примеров региональных условий Южного берега Крыма вследствие наличия малодоступной информации, получен-

ной в процессе разработки «Территориальных комплексных схем охраны природы курортов Крыма» (головная организация — Украинский «Гипроград»). Анализируемые ситуации в целом характерны и для более глубокого Кавказского побережья Черного моря в условиях интенсивной антропогенной нагрузки.

**Управление качеством воды в акваториях портов.** Под управлением будем понимать процесс достижения заданного (фонового) качества воды и необходимой для этого мощности дночерпательных работ. Задача рассматривается в упрощенном виде без расчета самого процесса оптимального управления; при этом оценивается площадь биофильтрующей поверхности гидробиоинженерных сооружений, которая обеспечивает снижение стационарной концентрации взвешенных веществ до фонового значения.

Баланс взвешенных веществ (значения формирующих качество воды) и донных наносов (определяющих объемы дночерпательных работ) на территории портов в первом приближении представим линейной динамической системой:

$$\frac{dM_1}{dt} = q_{вх} - (\alpha_1 + \alpha_2) M_1 - q_{вых} + u_{т1} + \delta VC_{\phi} - \delta VC, \quad (1)$$

$$\frac{dM_2}{dt} = p_{вх} + (\alpha_1 + \alpha_2) M_1 - p_{вых} - u_{дч} + u_{т2},$$

где  $M_1, M_2$  — количество взвешенных веществ и донных наносов в акватории порта, кг;  $q_{вх}, q_{вых}$  — расходы взвешенных веществ на входе и выходе из акватории порта, обусловленные впадением в нее водотока, кг/сут;  $u_{т1}$  — интенсивность поступления взвешенных веществ в акваторию порта в результате техногенной деятельности (погрузочно-разгрузочные работы, сброс сточных и поливо-моечных вод, осаждение аэрозолей) и поверхностного стока, кг/сут;  $V$  — объем воды в акватории порта, м<sup>3</sup>;  $\delta$  — суточный коэффициент водообмена в долях от  $V$ , сут<sup>-1</sup>;  $C_{\phi}$  — фоновая концентрация взвешенных веществ в воде, поступающей в акваторию порта при водообмене, кг/м<sup>3</sup>;  $C$  — средняя концентрация взвешенных веществ в воде акватории порта, кг/м<sup>3</sup>;  $\alpha_1, \alpha_2$  — коэффициенты естественной (гравитационной) и биогенной седиментации взвешенных веществ в пределах акватории порта, сут<sup>-1</sup>;  $p_{вх}, p_{вых}$  — расходы транспортируемых (донных) наносов на входе и выходе из акватории порта, обусловленные впадением в нее водотока, кг/сут;  $u_{дч}$  — интенсивность изъятия донных наносов при дночерпательных работах, кг/сут;  $u_{т2}$  — интенсивность поступления донных наносов (крупнодисперсные песчано-гравийные фракции) в акваторию порта в результате техногенной деятельности (потери сыпучих материалов при погрузочно-разгрузочных работах в порту), кг/сут. В принципе все параметры модели (1) могут задаваться как функции времени при наличии соответствующей информации. Система уравнений (1) может рассматриваться также с использованием среднемесячных или среднегодовых показателей. Запишем первое уравнение (1) относительно средней концентрации взвешенных веществ в акватории порта с учетом соотношений  $M_1 = CV, q_{вх} = C_{вх}Q, q_{вых} = CQ$ , где  $C_{вх}$  — концентрация взвешенных веществ в устье водотока на входе в акваторию порта, кг/м<sup>3</sup>;  $Q$  — расход воды в устье водотока, м<sup>3</sup>/сут. Предполагается, что в условиях хорошего суточного смешения пресной и морской воды  $C_{вых} = C$  и тогда

$$\frac{dC}{dt} = - \left[ (\alpha_1 + \alpha_2) + \frac{Q}{V} + \delta \right] C + C_{вх} \frac{Q}{V} + \frac{u_{т1}}{V} + \delta C_{\phi}. \quad (2)$$

При постоянных значениях параметров уравнения (2) оно имеет решение в экспоненциально-временных функциях.

Рассмотрим стационарное решение этого уравнения:

$$\lim_{t \rightarrow \infty} C(t) = C_{ст} = \frac{C_{вх}Q + u_{т1} + \delta VC_{\phi}}{(\alpha_1 + \alpha_2)V + \delta V + Q}. \quad (3)$$

Коэффициент гравитационной седиментации оценивается по гранулометрическому составу наносов, их гидравлической крупности, глубине и размерам акватории порта. Коэффициент биоседиментации может быть получен в виде [1]:

$$\alpha_2 = \alpha \epsilon F / V, \quad (4)$$

где  $\alpha$  — эффективность улавливания взвешенных веществ при биофильтрации в долях единицы;  $\epsilon$  — удельная биофильтрационная способность искусственного биоценоза, м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup>·сут;  $F$  — площадь биофильтрующей поверхности, м<sup>2</sup>.

Регламентирующим качество воды на выходе из акватории порта следует принять условие биологической очистки до уровня фоновой концентрации  $C_{ст} = C_{\phi}$ . Подставляя значение  $C_{\phi}$  в (3), получим с учетом (4) искомую площадь биофильтрующей поверхности, которая обеспечивает снижение стационарной концентрации взвешенных веществ в акватории порта до его фона:

$$F = \frac{1}{\alpha \epsilon} \left[ \frac{u_{т1}}{C_{\phi}} + \left( \frac{C_{вх}}{C_{\phi}} - 1 \right) Q - \alpha_1 V \right]. \quad (5)$$

Аналогичный подход используется для управления качеством воды акватории порта и по другим ингредиентам, например по нефтепродуктам, с учетом существующего опыта применения двухстворчатых моллюсков (мидий) для очистки нефтесодержащих вод акваторий порта [4, 6].

Второе уравнение (1) позволяет оценить оптимальную стационарную интенсивность изъятия донных наносов (или условную ежедневную интенсивность)

$$u_{дч} = u_{т2} + p_{вх} - p_{вых} + (\alpha_1 + \alpha_2) C_{\phi} V, \quad (6)$$

где  $\alpha_2$  рассчитывается по формулам (4) — (5).

Реальный объем дночерпательных работ определяется по (6) умножением  $u_{дч}$  на период между двумя соседними ремонтными дночерпаниями.

В натуральных условиях  $p_{вх} > p_{вых}$ . В случае отсутствия впадающего в акваторию порта водотока в (1) — (6) следует принять  $q_{вх} = q_{вых} = p_{вх} = p_{вых} = C_{вх} = Q = 0$ . При получении системы уравнений (1) предполагалась стабильность донных отложений или отсутствие процессов их взмучивания.

По формуле (5) выполним оценочные расчеты для Ялтинского морского пассажирского порта. По данным многолетних натуральных измерений на гидрологическом посту на р. Быстрая (р. Дерекойка) вблизи впадения реки в акваторию порта средние значения расхода и мутности воды равны 0,5 м<sup>3</sup>/с = 43200 м<sup>3</sup>/сут и 160 мг/л = 0,16 кг/м<sup>3</sup> соответственно. Объем воды в акватории порта примем равным 8 · 10<sup>5</sup> м<sup>3</sup> (площадь акватории порта 6,5 га, средняя глубина 15 м),  $\alpha = 0,7$ ,  $\epsilon = 200$  м<sup>3</sup>/м<sup>2</sup> сут (характерные биофильтрационные параметры для мидиевого черноморского биоценоза). По гранулометрическому составу характерных типов речных взвешенных наносов был оценен интервал изменения значений  $\alpha_1$  (0,1 — 0,5 сут<sup>-1</sup>). В качестве расчетного значения возьмем  $\alpha_1 = 0,1$  сут<sup>-1</sup> (наихудшие условия гравитационной седиментации при поступлении мелкодисперсных взвешенных наносов). Для удобства расчетов приведем выражение (5) к виду

$$F = \frac{1}{\alpha \epsilon} [Q(U\bar{C} + \bar{C} - 1) - \alpha_1 V], \quad (7)$$

где  $U = u_{т1}/C_{вх}Q$ ,  $\bar{C} = C_{вх}/C_{\phi}$  — безразмерные параметры.

Для выбора возможных вариантов водоохраных гидробиоинженерных решений приведем расчеты  $F$  при различных реально возможных значениях  $U, \bar{C}$  (табл. 1).

Значения  $\bar{C} = 10, 20, 40, 80$  соответствуют величинам  $C_{вх} = 16, 8, 4, 2$  мг/л при  $C_{вх} = 160$  мг/л. Значения  $U$  брались одного порядка со сред-

Таблица 1

Расчетные значения площади биофильтрующей поверхности по формуле (7)

U	F, м², при значениях $\bar{C}$			
	10	20	40	80
0,5	3749	8 377	17 635	36 149
1,0	5292	11 463	23 806	48 492
1,5	6834	14 549	29 978	60 836
2,0	8377	17 635	36 149	73 179

ним суточным расходом речных взвешенных наносов ( $C_{вх}Q=0,16 \text{ кг/м}^3 \cdot 43200 \text{ м}^3/\text{сут}=6912 \text{ кг/сут}$ ).

Для загрузки биофильтра предлагается использовать ячеистые части многооборотной полимерной тары (ГОСТ 17358-80 5 07-16), характеристики которой следующие: удельная поверхность —  $33 \text{ м}^2/\text{м}^3$ , объемная масса —  $56 \text{ кг/м}^3$ , пористость —  $\sim 95\%$ .

При наилучших условиях ( $U=2$ ,  $\bar{C}=80$ ) объем полимерной гидробиоинженерной конструкции равен  $73179 \text{ м}^3 : 33 \text{ м}^2/\text{м}^3 = 2218 \text{ м}^3$ , или  $\sim 0,3\%$  объема воды в акватории порта. Конструкции целесообразно размещать вдоль периметра порта, в устье реки и на выходе из акватории порта с учетом требований судоходства. Такое расположение конструкций оправдывается максимальными нагрузками по загрязняющим примесям в этих зонах и хорошими условиями вентиляции вод (течения). Расположение конструкций вдоль причалов и молвов порта на всю глубину (15 м) шириной 3 м приведет к потере  $2218 \text{ м}^3 / (3 \text{ м} \times 15 \text{ м}) = 49 \text{ м}$  полезной длины периметра порта или 5% общей длины периметра Ялтинского морского порта ( $\sim 1000 \text{ м}$ ). Эти расчеты предварительные, так как для более точных оценок необходимо обладать надежными данными по значениям параметра  $u_{т1}$ .

**Управление качеством воды в районе глубоководных выпусков сточных вод.** Под управлением понимается процесс, аналогичный рассмотренному в предыдущем разделе. Решается задача оптимального управления для достижения заданной фоновой концентрации в зоне выпуска сточных вод с максимизацией объема сбрасываемых сточных вод и ограничением на их расход.

Уравнение баланса взвешенных веществ для глубоководного выпуска, в головной части которого расположена гидробиоинженерная конструкция (горизонтальная площадь сечения конструкции превышает площадь сечения струйного участка смешения сточных вод) может быть получено в виде

$$\frac{dC}{dt} = \frac{QC_{вх}}{V} - \frac{\alpha\epsilon F}{V} C, \quad (8)$$

где  $C$  — средняя концентрация взвешенных веществ в воде в зоне выпуска,  $\text{кг/м}^3$ ;  $V$  — заданный объем воды,  $\text{м}^3$ ;  $Q$  — расход сточных вод выпуска,  $\text{м}^3/\text{сут}$ ;  $C_{вх}$  — концентрация на входе в водный объект,  $\text{кг/м}^3$ . Аналогичное уравнение предлагалось в [7] для прогнозирования динамики неконсервативных примесей в условиях непрерывного поступления загрязняющего вещества.

В стационарном случае из (8) получим

$$F = \bar{C}Q/\alpha\epsilon, \quad \bar{C} = C_{вх}/C_{ф}, \quad (9)$$

где  $F$  — площадь биофильтрующей поверхности, необходимая для достижения фоновой концентрации взвешенных веществ в зоне выпуска.

Для условий ливневых выпусков используем характерный интервал изменения величины  $C_{вх}=20-1000 \text{ мг/л}$ , в котором минимальные значения соответствуют хорошо очищенному поверхностному стоку, максимальные — неочищенному [3]. Значения  $C_{ф}$  примем в диапазоне от 2

Таблица 2

Расчетные значения площади биофильтрующей поверхности (числитель) и объемов конструкции (знаменатель)

$q_{lim}, \text{ м}^3/\text{с}$	$Q, \text{ м}^3/\text{сут}$	F, м², и $V_{к}, \text{ м}^3$ , при $\bar{C}$	
		10	100
0,05	4 320	$\frac{309}{9}$	$\frac{3 090}{90}$
0,4	34 560	$\frac{2469}{75}$	$\frac{24 690}{750}$

до  $10 \text{ мг/л}$ , а рассчитанные значения  $\bar{C}$  — от 10 до 100  $\text{мг/л}$ , используем также величины  $\alpha=0,7$ ,  $\epsilon=200 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ . Наиболее характерный размер частиц, эффективно задерживаемых мидиями, лежит в интервале от 2 до 7  $\text{мкм}$  [12]; на него приходится  $\sim 50\%$  (по весу) взвешенных веществ дождевого поверхностного стока [3], сбрасываемых по системе дождевой канализации в водный объект. Так как при биофильтрации большие размеры частиц также задерживаются моллюсками и выводятся из организма в виде псевдофекалий, эффективность задерживания частиц составляет 70—90% ( $\alpha=0,7-0,9$ ).

Расчет предельного расхода дождевых вод, подаваемых в общесплавной коллектор полураздельной системы канализации от разделительной камеры для условий Южного берега Крыма, выполнялся при временах добегания порядка 10—40 мин, площадях водосборов не более 50 га и периоде однократного превышения интенсивности предельного дождя  $p_{lim}=0,05-0,1$  года, обеспечивающем отведение на очистку не менее 70% годового объема поверхностного стока [10]. Получены значения  $q_{lim}=0,05-0,2 \text{ м}^3/\text{с}$ . В условиях сброса в водоем неочищенных ливневых вод без устройства разделительной камеры предельные расходы приблизительно в 2 раза больше [10]:  $q_{lim}=0,1-0,4 \text{ м}^3/\text{с}$ . Связь расходов  $q_{lim}$  и  $Q$  задается зависимостью  $Q=q_{lim} 86400 \text{ м}^3/\text{сут}$ .

Расчетные значения площадей и объемов конструкции  $V_{к}$  ( $V_{к}=F/\gamma$ , где  $\gamma=33 \text{ м}^2/\text{м}^3$  — площадь удельной поверхности биофильтра) для крайних значений интервалов изменения параметров  $Q$  и  $\bar{C}$  показаны в табл. 2.

Характерное время протекания поверхностного стока согласно предыдущим оценкам времени добегания составляет  $\sim 1 \text{ ч}$  (время добегания плюс продолжительность расчетного дождя, равная 20 мин), но перевод в часовые расходные характеристики параметров  $Q$  и  $\epsilon$  в (9) не обязателен.

Для уравнения (9) может ставиться задача оптимального управления по переводу начальной концентрации в зоне выпуска сточных вод  $C(0)=C_0$  в заданное фоновое значение  $C_{ф}$  при максимизации объема сбрасываемых сточных вод за время  $T$  и ограничении на сбрасываемый расход сточных вод. Математически это представляется так:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q(t)C_{вх}}{V} - \frac{\alpha\epsilon F}{V} C, \quad C(0) = C_0, \quad C(T) = C_{ф}, \quad (10)$$

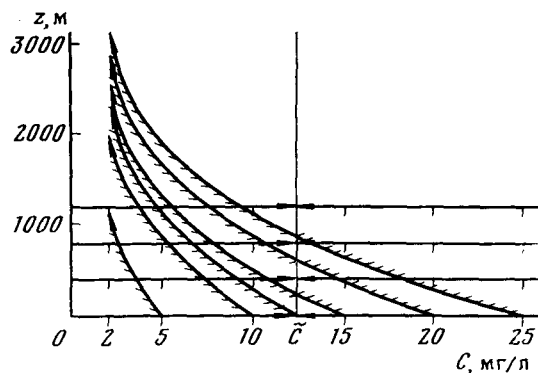
$$I = \int_0^T [Q_{max} - Q(t)] dt \rightarrow \min, \quad 0 \leq Q(t) \leq Q_{max}.$$

Эта задача эквивалентна следующей:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{Q(t)C_{вх}}{V} - \frac{\alpha\epsilon F}{V} C, \quad C(0) = C_0, \quad C(T) = C_{ф},$$

$$dz/dt = Q_{max} - Q(t), \quad z(0) = 0, \quad (11)$$

$$I(z) = z \rightarrow \min \text{ при } z(T), \quad 0 \leq Q(t) \leq Q_{max}.$$



Расчетные границы траекторных воронок

Задача (11) решается с помощью синтеза границ траекторных воронок и линий уровня минимизируемого функционала [2]. Границы траекторных воронок в фазовой плоскости  $C, z$  определяются из условий  $Q=0$ :

$$\frac{dC}{dz} = -\frac{\alpha \varepsilon F}{V Q_{\max}} C, \quad C(z) = C_0 \exp\left(-\frac{\alpha \varepsilon F}{V Q_{\max}} z\right),$$

$Q = Q_{\max}/z = \text{const.}$

Вторая граница траекторных воронок совпадает с линиями уровня функционала. Особое множество (прямая):  $C = \bar{C} = C_{\text{вх}} Q_{\max} / \alpha \varepsilon F$  является линией перемены штриховки [2].

Приведем пример, поясняющий использование данного метода решения задачи оптимального управления. Примем следующие значения параметров:  $F = 2000 \text{ м}^2$ ,  $\alpha \varepsilon = 140 \text{ м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ ,  $Q_{\max} = 34560 \text{ м}^3 / \text{сут}$  (табл. 2),  $V = 10000 \text{ м}^3$ ,  $C_{\text{вх}} = 100 \text{ мг/л}$ , тогда  $C(z) = C_0 \exp(-0,00018z)$ ,  $C = \bar{C} = 12,34 \text{ мг/л}$ , а также начальных концентраций  $C_0 = 5, 10, 15, 20, 25 \text{ мг/л}$ . Расчетные кривые  $C(z)$ , а также горизонтальные прямые показаны на рисунке с соответствующей штриховкой.

Две границы траекторных воронок, выходящие из одной точки, образуют конус, в котором лежат допустимые фазовые траектории системы уравнений (11). Внешняя сторона конуса штрихуется. Многообразие перемены штриховки определяется через приравнивание к нулю детерминанта специально составленной матрицы исходной динамической системы и является гиперповерхностью с размерностью  $n-1$  [2]. В данном случае при  $n=2$  имеем линию перемены штриховки. На этой линии при первоначальном движении по горизонтальной границе траекторной воронки ( $C_0 > \bar{C}$ ) необходим переход на другую границу экспоненциального вида. Это подтверждается также и тем, что движение по горизонтальной линии  $z = \text{const}$  при  $C < \bar{C}$  осуществляется в обратную сторону к точке  $\bar{C}$ . Направленность движения по границам траекторных воронок показано на рисунке.

В случае перевода системы из состояния  $C_0$  в  $C_{\phi} = 2 \text{ мг/л}$  при  $C_0 > \bar{C}$  фазовая точка движется по оси абсцисс ( $Q = Q_{\max}$ ) до точки  $\bar{C} = 12,34 \text{ мг/л}$ . Время этого движения рассчитывается на основе первого уравнения (11) и

$$\tilde{t} = -\frac{V}{\alpha \varepsilon F} \ln \left| \frac{C_{\text{вх}} Q_{\max} - \alpha \varepsilon F \bar{C}}{C_{\text{вх}} Q_{\max} - \alpha \varepsilon F C_0} \right|. \quad (12)$$

Для различных  $C_0$  получим следующие значения  $\tilde{t}$ :  $\tilde{t}_{C_0=15} = 0,24$ ,  $\tilde{t}_{C_0=20} = 0,28$ ,  $\tilde{t}_{C_0=25} = 0,30$  сут. При попадании в точку  $C = \bar{C}$  при  $z = 0$  дальнейшее движение в состояние  $C_{\phi} = 2 \text{ мг/л}$  происходит по кривой  $C(z) = \bar{C} \exp(-0,00081z)$  при  $Q = 0$  (сброс сточных вод прекращается).

Время этого движения определяется по формуле

$$t_{\phi} = -\frac{V}{\alpha \varepsilon F} \ln(C_{\phi} / \bar{C}) \quad (13)$$

и равняется  $t_{\phi} = 0,065$  сут.

Когда  $C_0 < \bar{C}$ , движение происходит по траектории  $C(z) = C_0 \exp(-0,00081z)$ . Время этого движения рассчитывается по формуле (13), в которой вместо  $\bar{C}$  используется  $C_0$ . Тогда  $t_{\phi(C_0=5)} = 0,033$ ,  $t_{\phi(C_0=10)} = 0,057$  сут. Рассмотренные движения для конкретных начальных условий  $C_0$  являются оптимальными при минимизации заданного функционала (10), а следовательно, и максимизации объема сбрасываемых сточных вод. Общие объемы сбрасываемых сточных вод при  $C_0 > \bar{C}$  равняются:  $W_{C_0=15} = 0,24 \text{ сут} \cdot 34560 \text{ м}^3 / \text{сут} = 8294 \text{ м}^3$ ;  $W_{C_0=20} = 9677 \text{ м}^3$ ,  $W_{C_0=25} = 10368 \text{ м}^3$ . При  $C_0 < \bar{C}$  сброс сточных вод не осуществляется. После достижения фоновой концентрации для ее дальнейшего сохранения следует поддерживать стационарный расход, определяемый из (8)

$$Q_{\text{ст}} = \frac{\alpha \varepsilon F C_{\phi}}{C_{\text{вх}}}. \quad (14)$$

В рассмотренном случае  $Q_{\text{ст}} = 5600 \text{ м}^3 / \text{сут} = 0,065 \text{ м}^3 / \text{с}$ .

Если этот расход не устраивает (слишком маленький), тогда следует повышать степень очистки сточных вод, чтобы достичь в них меньшей концентрации загрязняющих веществ.

Практическая реализация изложенного подхода возможна только при создании автоматизированных систем контроля и управления процессами очистки и сброса сточных вод.

**Управление качеством воды в рекреационных зонах.** Рассмотрим уравнение баланса загрязняющих веществ (мелкодисперсные взвешенные вещества, в основном органического происхождения, вносимые рекреантами) для участка в межбунном отсеке искусственного пляжа. Оно имеет вид аналогичный уравнению (8)

$$\frac{dC}{dt} = \frac{R}{V} - \frac{\alpha \varepsilon F}{V} C, \quad (15)$$

где  $R$  — рекреационная загрязняющая нагрузка в пересчете на один межбунный отсек, кг/сут;  $V$  — объем воды в пределах рекреационной зоны (удаление от берега 50 м) одного межбунного отсека,  $\text{м}^3$ .

Для Южного берега Крыма со средним уклоном (тангенсом угла наклона) подводной отмели  $i = 0,1$  и при расстоянии между бунами 50 м  $V = 6250 \text{ м}^3$ . Параметр  $\alpha$  примем равным 0,9, учитывая относительно лучшие условия биофильтрации по сравнению с двумя предыдущими ситуациями (меньшая мутность воды, наличие большого количества хорошо усваиваемого органического вещества). Значение  $\varepsilon$  примем равным  $200 \text{ м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ . Для стационарных условий из уравнения (15) получим площадь биофильтрующей поверхности, которая позволяет достичь заданной фоновой концентрации

$$F = \frac{R}{\alpha \varepsilon C_{\phi}}. \quad (16)$$

Ориентировочные оценки показывают, что в пиковый сезон (максимальная фактическая единовременная заполняемость городских пляжей Южного берега Крыма в пересчете на один межбунный отсек составляет 600—700 чел) значения параметра  $R$  могут варьировать в пределах  $10 \leq R \leq 40 \text{ кг/сут}$ . Для поддержания  $C_{\phi}$  на уровне 1 мг/л при  $R = 10 \text{ кг/сут}$  требуется  $56 \text{ м}^2$  биофильтрующей поверхности, а для поддержания  $C_{\phi}$  на уровне 2 мг/л при  $R = 40 \text{ кг/сут}$  — в 2 раза больше ( $112 \text{ м}^2$ ). Если определить  $F$  из условия биофильтрации одного объема межбунного отсека воды в рекреационной зоне за сутки, получим  $F = V / \alpha \varepsilon = 35 \text{ м}^2$ .

Относительно небольшие по объему полимерные гидробиоинженерные конструкции ( $V_k = F/33$ ), порядка нескольких кубических метров, целесообразно устанавливать локально на путях узконаправленного преобладающего оттока, приуроченного траверсам бун (компенсационные и разрывные течения) [13]. Относительно замкнутая поперечная циркуляция в береговой зоне моря, детальная схема которой разработана Институтом океанологии АН СССР им. В. В. Ширшова [5, 9], будет способствовать эффективной работе биофильтров и очистке воды при установке их с учетом вышеуказанной схемы.

Так как рекреационная загрязняющая нагрузка пропорциональна рекреационной нагрузке  $N$ , чел/сут, то может ставиться задача оптимального управления, полностью аналогичная предыдущей с максимизацией общего дохода:  $\int_0^T C_1 N(t) dt \rightarrow \max$  или  $\int_0^T C_1 (N_{\max} - N(t)) dt \rightarrow \min$ , где  $C_1$  — суточный доход в рублях с одного человека,  $N_{\max}$  — максимально возможная рекреационная нагрузка.

Перспектива дальнейшего учета предложенных методов должна состоять в более точном учете гидробиологических особенностей процесса биофильтрации. Суточный максимум биофильтрации для черноморских мидий приходится на ночные часы [1], что позволяет в первом приближении аппроксимировать функцию  $\varepsilon(t)$  периодической тригонометрической функцией с суточным периодом. Тогда при суточном регулировании сброса сточных вод целесообразно максимум их расхода назначать на ночные часы и описывать функцию  $Q(t)$  аналогично функции  $\varepsilon(t)$  при их колебаниях в одной фазе. При суперпозиции этих колебаний, трансформированных уравнением типа (8), будет происходить их взаимное подавление с установлением стационарного колебательного режима.

Другой гидробиологический аспект моделирования и управления качества воды прибрежной зоны связан с тем, что при увеличении концентрации взвешенных веществ в воде скорость биофильтрации убывает [1]. Максимальное ее значение наблюдается при минимальных концентрациях на уровне природного фона. Согласно [12] функция  $\varepsilon(C)$  обладает следующими свойствами:  $\varepsilon(C \approx 0) \approx 0$ ,  $\lim_{C \rightarrow \infty} \varepsilon(C) = 0$ ,  $\varepsilon(C) = \varepsilon_{\max} < \infty$  при  $C_1 \leq C \leq C_2$ , где  $C_1, C_2$  — границы области малых концентраций, в которой наблюдается постоянный максимальный уровень скорости биофильтрации.

В этом случае появляются некоторые новые качественные эффекты, обусловленные нелинейностью исходных уравнений. Для уравнения (8) критическое условие существования устойчивой стационарной точки имеет вид

$$C_{\text{вх}} Q \leq \alpha F \max_{C \in (0, \infty)} \{C \varepsilon(C)\}. \quad (17)$$

Из-за ограничений на функцию  $\varepsilon(C)$ , в неравенстве (17) существует максимум.

При невыполнении этого неравенства возникает неограниченный рост концентрации, что фактически имеет место при сбросе неочищенных сточных вод в замкнутую акваторию или во внутренний водоем.

При выполнении этого неравенства исходное нелинейное уравнение имеет две стационарные точки  $C_{\text{ст1}} < C_{\text{ст2}}$ : первая является устойчивой, а вторая — неустойчивой. Область притяжения к устойчивой точке имеет вид (аттрактор):  $0 \leq C \leq C_{\text{ст2}}$ . При  $C(0) > C_{\text{ст2}}$  устойчивая точка недостижима и  $\lim_{t \rightarrow \infty} C(t) = \infty$ . Стационарные точки определяются из (8)

при  $dC/dt = 0$  (из решения трансцендентного уравнения). Вырождение устойчивой точки (катастрофа складки,  $C_{\text{ст1}} = C_{\text{ст2}}$ ) происходит в случае перехода неравенства (17) в равенство. При этом равенство (17) в случае двух управляющих параметров  $Q, F$  представляет собой бифуркационное множество [8]. При учете в этой нелинейной модели осцилли-

рующих факторов  $Q(t), \varepsilon(C, t)$  возможны ситуации возникновения динамических неустойчивостей, связанных с расходящимися осциллирующими решениями исходного уравнения [11]. При рассмотренном выше качественном анализе уравнения (8) с нелинейной функцией  $\varepsilon(C)$  предполагалась ее гладкость.

#### Список литературы

1. Алимов А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Л.: Наука, 1981. 248 с.
2. Бутковский А. Г. Фазовые портреты управляемых динамических систем (теоретические основы технической кибернетики). М.: Наука, 1985. 136 с.
3. Временные рекомендации по проектированию сооружений для очистки поверхностного стока с территорий промышленных предприятий и расчету условий выпуска его в водные объекты. М., 1983. 46 с.
4. Карнаушов В. Н. Роль моллюсков с высоким содержанием каротиноидов в охране водной среды от загрязнения. Пушкино: Ин-т биофизики АН СССР, 1979. 74 с.
5. Лонгинов В. В. Динамика береговой зоны бесприливных морей. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 378 с.
6. Миловидова Н. Ю., Кирюхина Л. Н. Черноморский макрозообентос в санитарно-биологическом аспекте. Киев: Наук. думка, 1985. 102 с.
7. Номикос Л. И., Анканова М. Н. К методике определения констант скорости превращения загрязняющих веществ (самоочищения) и прогнозирования загрязнения водоемов // Гидрохим. материалы. 1975. Т. 14. С. 170—176.
8. Постон Т., Стюарт И. Теория катастроф и ее приложения. М.: Мир, 1980. 607 с.
9. Процессы механической дифференциации обломочного материала в морских условиях / Под редакцией Лонгинова В. В. М.: Наука, 1981. 182 с.
10. Строительные нормы и правила 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения. М.: Госстрой СССР, 1986. 72 с.
11. Томпсон Дж. М. Т. Неустойчивости и катастрофы в науке и технике. М.: Мир, 1985. 254 с.
12. Цикон-Луканина Е. А. Трофология водных моллюсков. М.: Наука, 1987. 176 с.
13. Шадрин И. Ф. Течения береговой зоны бесприливного моря. М.: Наука, 1972. 127 с.

ВНИИ по охране вод

Поступила в редакцию  
17.V.1988