

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

Институт океанологии им. П.П. Ширшова

КООРДИНАЦИОННЫЙ ЦЕНТР СТРАН-ЧЛЕНОВ СЭВ

по проблеме "Изучение химических, физических, биологических и других процессов важнейших районов Мирового океана и разработки современных технических средств для эффективного исследования и освоения его ресурсов"

ИССЛЕДОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ПЕЛАГИАЛИ
ЧЕРНОГО МОРЯ

(материалы международного симпозиума "Антропогенная
эвтрофикация и изменчивость экосистем Черного моря"
Москва, 16-19 октября 1984г.)

Институт биологии
южных морей АН СССР

БИБЛИОТЕКА

№ 34548

МОСКВА
1986

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ОСНОВЫ МОДЕЛИ САМООЧИЩЕНИЯ ВОД ШЕЛЬФОВОЙ ЗОНЫ ЧЕРНОГО МОРЯ

Гоньдберг Г.А.

Институт биологии южных морей АН УССР

В системе мероприятий и научных разработок, связанных с проблемой охраны моря от загрязнений, значительное место занимает математическое моделирование процессов самоочищения морских вод от загрязнений антропогенного происхождения.

К теоретическим целям моделирования относятся: оценка роли, значимости и характера взаимодействия динамических и биологических механизмов самоочищения; оценки масштабов, конфигурации, характерных периодов формирования и перестройки полей загрязненных вод; оценка влияния факторов среды на интенсивность протекания самоочищения.

К прикладным задачам моделирования можно отнести следующие: определение допустимой нагрузки водоема (бассейна, акватории) загрязняющими веществами, разработка оптимальной схемы размещения выпусков загрязненных вод; прогностические оценки хода и последствий процессов трансформации морских вод под антропогенным воздействием.

Для большинства районов Южного берега Крыма и Кавказского побережья Черного моря основными источниками загрязнений является поступление хозяйственных сточных вод. Основными компонентами этих вод являются нестойкое органическое вещество и минеральные формы азота.

В настоящей работе излагаются основы модели и результаты моделирования процесса самоочищения вод шельфовой зоны Черного моря от нестойких органических веществ, содержащихся в хозяйственных сточных водах.

При построении модели используется представление о поле загрязненных вод как о специфической морской системе, сложившейся и функционирующей под действием ряда океанологических и биологических факторов и процессов. Основными факторами являются: расположение и режим действия источников, адвективный перенос и турбу-

лентная диффузия, биохимическое окисление нстойкой органики (рис. I).

Три основные особенности определяют специфику этой системы в сравнении с естественными морскими экосистемами. Во-первых, пространственная негомогенность распределения концентрации загрязнений и биомассы организмов: на сравнительно небольших расстояниях (до километра) концентрации могут изменяться на несколько порядков. Во-вторых, тот факт, что концентрации и потоки органических веществ в системе значительно превосходят соответствующие величины в природных условиях. В-третьих, то обстоятельство, что поле загрязненных вод довольно четко локализовано в пространстве и при обычных объемах сброса имеет сравнительно небольшие масштабы. Таким образом, по своей пространственной границе рассматриваемая система находится в контакте с естественной морской экосистемой, что необходимо учитывать при моделировании.

Основным объектом моделирования является пространственное распределение концентрации загрязняющих веществ. Однако, сложность пространственной структуры полей загрязнений в море, несовершенство современных методов натурных измерений и невозможность прямого экспериментирования над подобным объектом не позволяют рассчитывать на прямое согласование результатов моделирования с данными наблюдений. Кроме того, в настоящее время нет возможности учесть в модели ряд процессов, влияющих на тонкие пространственные характеристики распределения концентрации загрязнений. Поэтому на основе моделирования предполагается изучить такие "грубые" характеристики полей загрязнений, как характерные масштабы, периоды их формирования и перестройки, составляющие баланса массы загрязняющих веществ в рассматриваемой акватории. Отметим, что эти показатели важны и в прикладных вопросах.

Представление модели в виде системы дифференциальных уравнений построено с учетом указанных выше специфических особенностей и опыта моделирования трансформации веществ в очистных сооружениях, загрязненных участках рек, морских экосистемах /1,2,3/.

Система имеет вид

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} + k_x(t) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k_y(t) \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \frac{1}{\gamma} \frac{\mu_m C}{K_c + C} B + Q_{ист.} \quad (1)$$

$$\frac{\partial B}{\partial t} = -u \frac{\partial B}{\partial x} + k_x(t) \frac{\partial^2 B}{\partial x^2} + k_y(t) \frac{\partial^2 B}{\partial y^2} + \mu_m B \left(\frac{C}{K_c + C} - \frac{B}{B_m} \right) \quad (2)$$

Здесь C - концентрация окисляемого органического вещества,
 B - концентрация бактериальной биомассы.

Ось OX направлена вдоль береговой черты, а ось OY - перпендикулярно к ней. Направление течения считается вдольбереговым, т.к. такой тип переноса характерен для условий шельфовой зоны и имеет повторяемость свыше 70%. Диапазоны значений скоростей до 60 см/с имеет обеспеченность около 90%.

Величины K_x , K_y - это продольный и поперечный коэффициенты турбулентной диффузии. Для процессов перемешивания в прибрежной зоне характерна четко выраженная зависимость коэффициентов диффузии от масштаба явления. Коэффициенты изменяются в диапазоне от $10^3 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ до $5 \cdot 10^5 \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$. Эти величины могут использоваться в оценочных расчетах.

При уточненных расчетах зависимость коэффициентов диффузии от масштабов явлений моделируется эквивалентной зависимостью их от времени диффузии (рис.2). Эта зависимость предложена на основании результатов совместного анализа данных аэрофотосъемки пятен красителей и данных о рассеянии дискретных частиц в шельфовой зоне Черного моря /4,5/. Она имеет трехфазный характер: в первой фазе (до 1-2 час.) коэффициенты диффузии близки к своим фоновым значениям. Вторая фаза (до 10 час.) характеризуется зависимостью $K \sim t^2$, что обусловлено проявлением сдвиговых эффектов. В третьей фазе $K \sim t$, что характерно для крупномасштабной диффузии в шельфовой зоне.

Предполагается, что в балансе биомассы бактериопланктона вклад от источников равен нулю, т.е. учитывается участие в процессе только морских бактерий, но не поступающих вместе с загрязненными водами из выпуска.

Для описания функции $Q_{ист.}$ в уравнении (1) применяется соотношение

$$Q_{ист.} = \sum_{i=1}^n \frac{Q_i S_i}{H} \delta(x-x_i, y-y_i)$$

Здесь n - количество источников на рассматриваемом участке акватории. Величина Q_i - объемный расход отдельного источника; S_i - концентрация загрязняющих веществ; x_i , y_i - координаты источника. Величина H - характерная глубина залегания пикноклина. Ее введение связано с тем, что уравнения (1), (2) трактуются как результат осреднения трехмерных уравнений по вертикали в слое от поверхности воды до пикноклина.

Остальные члены уравнений (1), (2) в совокупности представляют собой модель гетеротрофного потребления нестойкой органики. Входящие в них параметры имеют следующий смысл: μ_m — максимальная скорость роста бактериальной биомассы; K_c — константа Михаэлиса; B_m — максимально возможная в данных условиях концентрация бактериальной биомассы; γ — экономический коэффициент для учета затрат энергии на рост бактериопланктона.

Эта модель при малых значениях B (т.е. $B \ll B_m$) переходит в известную модель Моно / I/. Другим предельным случаем при $C \gg K_c$, т.е. при значительных концентрациях органического вещества, является модель логистического роста /I/. Эти свойства дают основание полагать, что модель обладает достаточной гибкостью для описания процессов гетеротрофного потребления с учетом специфических условий в струе загрязненных вод.

Для оценки влияния плотности популяции на интенсивность роста бактерий использованы экспериментальные данные, полученные в лаборатории микробиологии ИнБДМ АН УССР. Эти данные представляют собой эмпирические зависимости скорости роста бактерий μ от концентрации бактериальной биомассы B для условно чистых и загрязненных хозяйственно-бытовыми стоками районов моря /6/. С использованием метода наименьших квадратов построено приближение экспериментальных зависимостей функцией

$$\mu(B) = \mu_m (1 - B/B_m) \quad (3)$$

В результате получены оценки μ_m порядка 2-2,5 сут⁻¹ и B_m порядка 1-5 мг/л. Экспертные оценки, выполненные Э.А.Чепурновой, приводят к величинам γ порядка 0,25 и K_c — порядка 5-10 мг/л.

На границе Γ исследуемого участка акватории ставятся краевые условия:

$$C/\Gamma = C_\phi; \quad B/\Gamma = B_\phi \quad (4)$$

Здесь C_ϕ и B_ϕ — фоновые концентрации органических веществ и бактериальной биомассы.

Это так называемые условия свободного протекания, описывающие свободный обмен массой загрязнений и биомассой бактерий с открытой частью моря, примыкающей к рассматриваемому району.

Массу $M(t)$ загрязняющего вещества, поступившего из источника к моменту времени t , можно представить в виде

$$M(t) = M_n(t) + M_n(t) + M_t(t) \quad (5)$$

Здесь M_n — масса загрязнений, накопившаяся к моменту t в рассматриваемой акватории. Величина M_n — это общая масса органического вещества, потребленного организмами. В рамках модели эта величина дает интегральную оценку результата процесса самоочищения, идущего внутри исследуемой акватории. Величина M_t — это общая масса загрязнений, поступившая к моменту t во внешнюю область через границы акватории. Эффективность процесса самоочищения можно охарактеризовать величиной отношения $M_n:M_t$.

В связи с этим встает задача определения для источника заданной производительности масштабов "зоны самоочищения", т.е. такого участка, на котором роль биохимического окисления сопоставима или даже превалирует над ролью переноса и турбулентного перемешивания.

Рассмотрим результаты расчетов компонент балансового соотношения (5), выполненных при типичных для шельфовой зоны Черного моря значениях входных параметров модели.

Расчеты выполнялись для системы (1), (2) при следующих значениях параметров: $Q = 10^7, 10^8 \text{ см}^3 \text{ с}^{-1}$ при концентрации нестойкой органики в загрязненных водах 30 мг/л. Величина $10^7 \text{ см}^3 \text{ с}^{-1}$ соответствует оценкам расходов крупных морских выпусков (типа Яптинского). Величина $10^8 \text{ см}^3 \text{ с}^{-1}$ отражает существующую тенденцию к увеличению объемов сброса.

Расчет поля концентраций проводился на период времени в одну неделю для участков акватории с горизонтальными масштабами порядка 10 км и 30–40 км, прилегающих к источнику загрязнений.

В первом случае соотношение $M_n:M_t$ к моменту установления струи составляет 1:10 (рис.3). Процесс механического переноса загрязнений во внешнюю область полностью превалирует над процессами биохимического окисления. Масса органики, подвергшаяся биохимическому окислению, составляет от одного до нескольких процентов от массы, вынесенной за пределы акватории.

Совершенно иная картина выявляется при рассмотрении баланса массы для участка акватории с масштабами порядка 30–40 км (рис.4). Когда расход источника составляет величину порядка $10^5 \text{ м}^3/\text{сутки}$, то соотношение $M_n:M_t$ в установившейся струе составляет 3:1. Если расход на порядок больше, то $M_n:M_t$ близко к отношению 1:3.

Таким образом, при расходах источника, характерных для современных выпусков, участок шельфовой зоны масштаба 30–40 км действи-

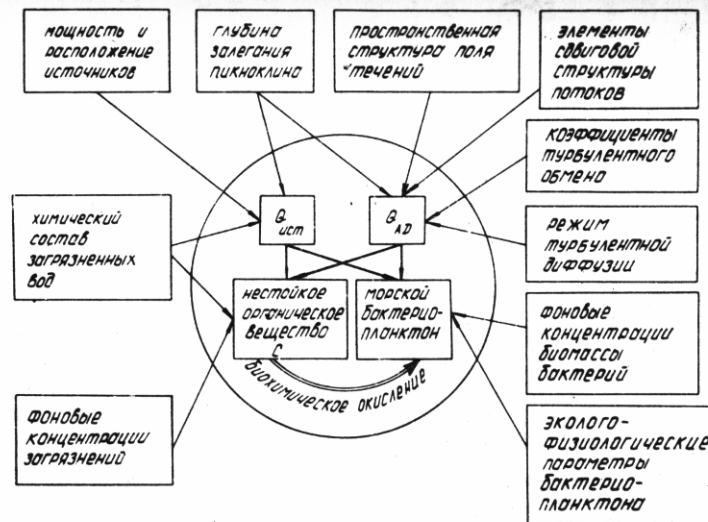


Рис. 1. Структурная схема модели самоочищения вод.

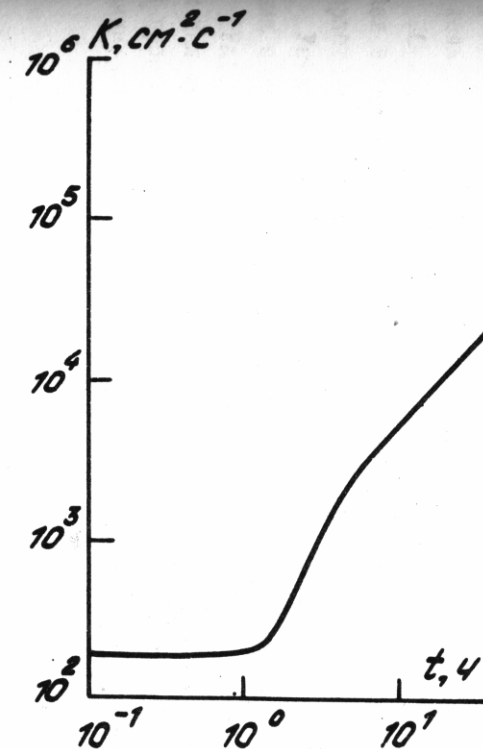


Рис. 2. Обобщенная зависимость коэффициента турбулентной диффузии от времени.

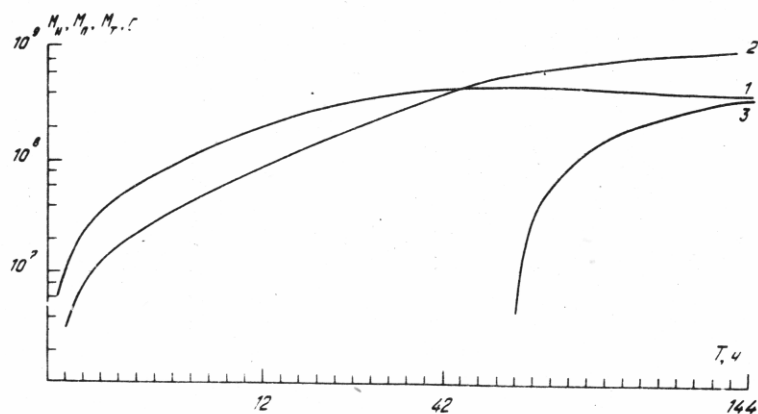
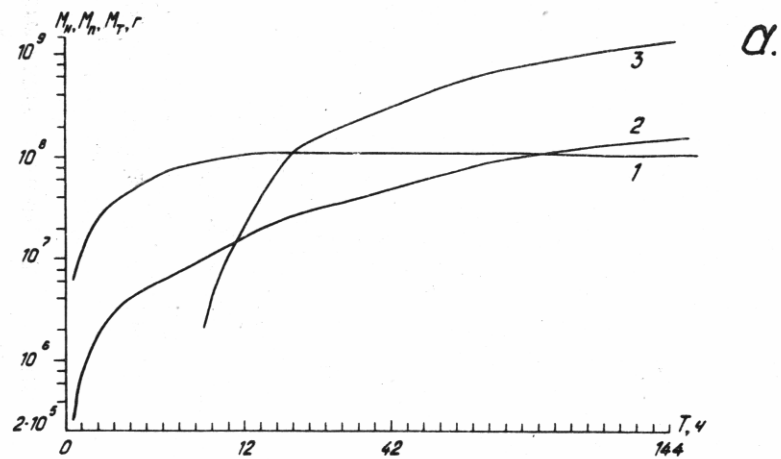


Рис.3. Компоненты баланса массы загрязняющих веществ (1 - M_n , 2 - M_p , 3 - M_r)

а) масштаб акватории 10 км;

б) масштаб акваторий 30-40 км.

тельно является зоной самоочищения в указанном выше смысле. Если же расход увеличивается на порядок, то даже такой значительный район шельфовой зоны уже не может быть зоной самоочищения.

Среди других результатов расчетов отметим формирование в потоках загрязненных вод зон, характеризующихся резко повышенными скоростями потребления органических веществ бактериопланктоном.

Установлена зависимость масштабов этих зон и скоростей потребления в них от интенсивности источников загрязнений.

Рассмотренная модель в перспективе может быть использована как для оценки допустимых объемов сброса загрязненных вод, так и для прогноза влияния загрязнений на пространственную структуру и функционирование планктонного сообщества.

Литература

1. Вавилин В.А., Васильев В.Б. Математическое моделирование процессов биологической очистки сточных вод активным илом. М., Наука, 1979, 119 с.
2. Биологические процессы самоочищения на загрязненном участке реки (под ред. Г.Г.Винберга), Минск, Изд.БГУ, 1973, 191с.
3. Математическое моделирование морских экологических систем, кн.1, (под ред. Ю.Н.Сергеева), Л., Изд-во ЛГУ, 1977, 215с.
4. [✓]Субботин А.А., Гольдберг Г.А., Ациховская Ж.М., Муравьев С.С. Исследование процессов распространения примеси по данным аэрометодов. В кн.: Методы обработки космической океанологической информации. Севастополь, изд. МГИ АН УССР, 1984, с.84-87.
5. [✓]Розман Л.Д., Гольдберг Г.А., Жаров Н.А. Характеристики рассеяния дискретных частиц на шельфе Черного моря. Труды ГОИН, 1981, в. 158, с.42-47.
6. [✓]Чепурнова Э.А., Жаров Н.А. О влиянии эвтрофикации моря на показатели роста бактериопланктона. В кн.: Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма. Тезисы научно-практической конференции, посвященной 200-летию города-героя Севастополя., Севастополь, ИнБЮМ АН УССР, 1983, с.134-135.