

## НОРМИРОВАНИЕ ПОТОКОВ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ РЕГИОНОВ ПО БИОГЕОХИМИЧЕСКИМ КРИТЕРИЯМ

Для оценки потоков самоочищения вод и депонирования загрязняющих веществ в донных отложениях предложены соотношения, полученные с применением теории минерального и сорбционного обмена живого и косного вещества с радиоактивными и химическими загрязнителями в морской среде. С использованием радиотрассерных методов даны оценки водообмена приустьевой зоны Днепра с открытыми районами, потока депонирования ртути в донные отложения Севастопольской бухты, а также потоков биотической и физической миграции фосфора между слоем фотосинтеза и подстилающими водами в центре западной халистатической зоны Черного моря.

В последние десятилетия антропогенное поступление в окружающую среду химических элементов и соединений, в том числе радионуклидов, в ряде случаев превысило потоки их естественной ассимиляции в геологических депо, что привело к повышению концентраций этих веществ в морской среде до уровней, при которых они стали оказывать негативное воздействие на морские ресурсы.

Как известно, круговорот химических веществ в биосфере определяется их поступлением из геологических депо в результате средообразующих процессов и добычи полезных ископаемых, трансформацией физико-химических форм под воздействием природных факторов и технологической деятельности, синтезом не существующих в природе химических соединений и их техническим и бытовым использованием, депонированием в формируемых на суше геологических структурах и поступлением в моря и океаны. В морской среде они претерпевают превращения в таком высокоактивном физико-химическом реакторе, каковым является морская вода, мигрируют по акваториям в результате гидрофизических процессов, сорбируются и поглощаются живым и косным веществом и многократно переносятся по трофическим цепям. В конечном итоге, глобальный биогеохимический цикл завершается их седиментационным поступлением в геологические депо в составе донных осадков.

По современным представлениям, роль живого вещества в формировании химического состава морских вод за счет биогеохимических процессов весьма значительна. «Жизнь, живое вещество, как бы само создает себе область жизни» [1]. В процессе биологического воспроизводства живого вещества воспроизводятся и химические условия его обитания. Антропогенное воздействие привело к нарушению естественных воспроизводительной и средообразующей функций живого вещества и поставило на первый план научно обоснованной природоохранной деятельности проблему нормирования потоков поступления загрязняющих веществ в морскую среду. При решении этой проблемы, которую акад. Г.Г.Поликарпов классифицировал в настоящем сборнике как проблему молисмологической емкости, возникли две основные задачи. Первая из них связана с изучением сочетанного влияния загрязняющих веществ на структуру и функцию морских сообществ [13]. Усилия по решению второй задачи направлены на исследование потоков самоочищения морской среды в отношении эвтрофирующих элементов и химических загрязнений ядерной и неядерной природы в результате воздействия природных физико-химических процессов и биогеохимических циклов, а также в условиях антропогенного воздействия.

В настоящем исследовании рассмотрены вопросы нормирования потоков антропогенного загрязнения Черного моря по биогеохимическим критериям с использованием полуэмпирической теории минерального и радиоизотопного обмена морских организмов, а также с применением радиоиндикаторных и радиотрассерных методов.

Уникальность Черного моря, как известно, определяется сероводородным заражением его глубинных вод, наличием Основного циклонического течения, пониженной интенсивностью вертикального перемешивания вод и небольшим водообменом с моря-

ми Средиземноморского бассейна. Основные факторы [11] самоочищения Черного моря приведены на рис.1.



Рисунок 1 Факторы самоочищения морской среды от радиоактивного и химического загрязнения [3]

Figure 1 Self-purification factors of marine environment from the radioactive and chemical pollution [3]

Исследования показали, что влияние отмеченных гидрологических и гидрохимических факторов на интенсивность биогеохимических циклов химических веществ в море проявляется на разных пространственных и временных масштабах. Оно зависит как от структуры и функциональных характеристик черноморских экосистем, так и от содержания химических элементов различной биологической значимости и загрязняющих веществ, в том числе и радионуклидов, в водной среде. Очевидно, что комплексный учет факторов самоочищения требует знания как отдельных механизмов взаимодействий в системах «химические вещества и их радионуклиды – живое и косное вещество в морской среде», так и теоретической базы для балансового описания динамики этих систем.

В отделе радиационной и химической биологии ИнБЮМ полуэмпирическая теория минерального и радиоизотопного обмена морских организмов, а также теория сорбционных взаимодействий косного вещества в морской среде [4, 11 - 12]

разрабатывались в течение трех последних десятилетий на основании использования радиоиндикаторных методов и математического моделирования. Основные уравнения этой теории отражают кинетику процессов взаимодействия между живым веществом и радиоактивными и химическими компонентами в морской среде.

Минеральный и радиоизотопный обмен:

- при поступлении химических элементов и их радионуклидов в обменные фонды гидробионтов

$$\frac{dC_{gb}}{dt} = \frac{V_{max} C_w}{K_m + C_w + a C_{an}} - \sum_{i=1}^2 C_i (r_i + P_{yd}); \quad (1)$$

- при поступлении химических элементов (или радионуклидов) в необменные фонды гидробионтов

$$\frac{dC_{nb}}{dt} = C_w K_{nb} P_{yd}. \quad (2)$$

Минеральное питание продуцентов биогенными элементами в условиях химического лимитирования продукционных процессов

$$\frac{dC_{gb}}{dt} = \frac{V_{max} C_w}{K_m + C_w} - C_{gb} (r_m + \mu_{max} (1 - \frac{q_{min}}{C_{gb}})). \quad (3)$$

Поглощение элементов (или радионуклидов) морскими организмами из пищи

$$\frac{dC_{gb}}{dt} = R (C_f q - C_{gb} q_f) - C_{gb} r_f. \quad (4)$$

где:  $C_w$  и  $C_{gb}$  - концентрация химического элемента (или радионуклида) в воде и гидробионте в момент времени  $t$ ;  $K_m$  - константа Михаэлиса-Ментен;  $V_{max}$  - максимальная скорость поглощения элемента гидробионтом;  $C_i$  - концентрация элемента в обменных фондах гидробионта;  $C_{an}$  - концентрация элемента - химического аналога в воде;  $a$  - степень подобия химических свойств элемента и аналога;  $r_i$  - показатели скоростей обмена элемента в обменных фондах гидробионта;  $C_{nb}$  и  $K_{nb}$  - концентрация и коэффициент накопления элемента в необменных фондах гидробионта;  $r_m$  и  $r_f$  - показатели скоростей метаболических процессов продуцентов и консументов в отношении рассматриваемого элемента;  $P_{yd}$  - удельная продукция;  $\mu_{max}$  - максимальная удельная продукция продуцента;  $q_{min}$  - минимальная внутриклеточная концентрация элемента;  $C_f$  - концентрация элемента в пище;  $q_f$  - степень поглощения пищи на рост;  $q$  - степень поглощения элемента из пищи;  $R$  - удельный пищевой рацион консумента.

Динамика сорбционных взаимодействий между донными отложениями и химическими элементами или их радионуклидами описывается соотношениями:

- для физических сорбционных процессов

$$dC_{ph} / dt = \sum_{i=1}^2 r_{fi} (C_w B_i - C_i); \quad (5)$$

- для процессов химической сорбции

$$dC_{ch} / dt = (1 - K_{ch}(t) / K_{sch}) r_c C_w - r_l C_{ch}. \quad (6)$$

где:  $C_{ph}$  - концентрация радионуклида в донных отложениях и его сорбционных фондах ( $\Sigma C_i = C_{ph}$ ), определяемая процессами физической сорбции;  $B_i$  - относительные объемы сорбционных фондов и постоянные времени ( $r_{fi}$ ) их обмена;  $C_{ch}$  - концентрация радионуклида в донных отложениях за счет химической (необратимой в рассматриваемых масштабах времени) сорбции;  $K_{ch}(t)$  и  $K_{sch}$  - коэффициенты накопления за счет химической сорбции в момент времени  $t$  и его стационарное значение;  $r_c$  и  $r_l$  - показатели скорости химической сорбции и десорбции.

Исследование уравнений (1 - 6) показало, что все их параметры имеют физический и биологический смысл и могут быть однозначно определены по результатам экспериментальных и природных наблюдений. Поэтому иллюстрируемая уравнениями (1-6) теоретическая база совместима с современными теориями описания динамики водного, солевого, минерального и радиоизотопного балансов в морских экосистемах.

Аналитические исследования [11] и численные эксперименты на моделях [5] позволили получить иллюстрируемые ниже достаточно простые формулы, пригодные для использования в качестве критериев биогеохимического нормирования потоков антропогенного загрязнения отдельных акваторий Черного моря.

*Характеристики биотического самоочищения морской среды.*

Период круговорота химических веществ или радионуклидов в гидробионтах:

$$T_{bg} = 1 / (r + P_{yd} + 1 / T_{05}). \quad (7)$$

Период биотического круговорота химических веществ (или радионуклидов) в воде

$$T_{bw} = 1 / (m_{yd} K_{gb} r) = (K_m + C_w) / (m_{yd} V_{max}). \quad (8)$$

Перенос химических веществ (радионуклидов) по трофической цепи

$$K_{gb} = R q K_f / (R q_f + r). \quad (9)$$

Интенсивность биотической трансформации физико-химических форм элементов

$$V_{bt} = d_m C_w K_{gb} m_{yd} r = d_m m_{yd} V_{max} C_w / (K_m + C_w). \quad (10)$$

Биоседиментационное самоочищение вод

$$V_{sed} = d_{sed} P C_w K_{gb} = d_{sed} C_w P V_{max} / (r (K_m + C_w)). \quad (11)$$

Предел биоседиментационного самоочищения вод

$$V_{sed} (max) = d_{sed} P V_{max} / r. \quad (12)$$

Здесь:  $m_{yd}$  – удельная биомасса организмов в морской среде;  $K_{gb}$  и  $K_f$  – коэффициент накопления элемента (или радионуклида) морскими организмами в рассматриваемом и предыдущем звеньях трофической цепи;  $d_m$  – показатель биогенной трансформации физико-химической формы элемента;  $d_{sed}$  – часть от первичной продукции (P) экосистемы, седиментационно элиминируемая из территориальных пределов рассматриваемой экосистемы;  $r$  – показатель осредненной скорости обмена элемента (радионуклида) гидробионтом;  $T_{05}$  – период полураспада радионуклида.

Коэффициент накопления  $K_{sed}$  химических веществ или радионуклидов донными отложениями

$$K_{sed} = \frac{C_{sed}}{C_w} = \frac{C_{max}}{1/k + C_w + a C_{an}}, \quad (13)$$

где:  $C_{sed}$  – концентрация элемента в донных осадках;  $C_{max}$  – максимальная концентрация элемента в донных осадках;  $k$  – константа уравнения Ленгмюра.

Толщина слоя депонирования радионуклидов в донных осадках

$$h = 5 T_{05} b V_d. \quad (14)$$

где:  $V_d$  – скорость осадконакопления,  $b$  – коэффициент, учитывающий уплотнение донных осадков.

Поток депонирования загрязнителей в донные отложения

$$П = V_d C_{sed} = V_d K_{sed} C_w = \frac{V_d C_{max} C_w}{1/k + C_w + a C_{an}}. \quad (15)$$

Предельный поток поступления загрязнителей в донные осадки (при  $C_w \gg 1/k + a C_{an}$ )

$$П_{max} = V_d C_{max}. \quad (16)$$

Радиоемкость донных отложений:

$$Q = \int_0^h C_{sed}(h) dh \quad (17)$$

где:  $C_{sed}(h)$  - функция распределения концентрации радионуклида в толще донных отложений.

Предельная радиоемкость донных отложений

$$Q = C_{max} h. \quad (18)$$

Из соотношений (7 - 18) видно, что в них входят параметры, отражающие метаболические характеристики гидробионтов, концентрирующую и сорбционную функции живого и косного вещества в отношении загрязнителей водной среды, продукционную и седиментационную способность экосистемы, а также депонирующую способность донных отложений.

Для исключения негативного воздействия технического прогресса на экосистемы мировым сообществом была разработана концепция устойчивого развития. Ее сущность состоит в организации промышленного производства на таком технологическом уровне, при котором воспроизводству населения и материальных благ соответствует и воспроизводство благоприятной для его существования качества окружающей среды. Применительно к морским акваториям концепция устойчивого развития, очевидно, может быть реализована выполнением условий, при которых концентрация химических веществ любой природы в каждом компоненте экосистемы или звене биогеохимического цикла не должна превышать уровней, оказывающих негативное воздействие на устойчивость экосистем, морские ресурсы и население.

Формулы (7 - 18) показывают, что концентрация загрязняющих веществ в водной среде, морских организмах и донных отложениях зависит от стационарных уровней систем «загрязнение - самоочищение акваторий». При лимитировании предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ (ПДК) в компонентах морских экосистем соотношения (8 - 18) за счет подстановки в них значений  $C_w = C_w(\text{ПДК})$ ,  $C_{gb} = C_{gb}(\text{ПДК})$  и  $C_{sed} = C_{sed}(\text{ПДК})$  позволяют оценить предельные потоки загрязнения акваторий по биогеохимическим критериям, т. е. и те потоки загрязняющих веществ, которые могут ассимилироваться акваториями без ущерба для ее биологических и других водных ресурсов.

Наши исследования характеристик самоочищения вод с использованием соотношений (10-11, 15) показали [11], что в интервале значений ( $C_w \ll K_m$ ) и ( $C_w \ll 1/k$ ) изменение концентрации загрязняющих веществ зависит линейно от потоков загрязнения акваторий или донных отложений. При увеличении потоков загрязняющих веществ до уровней ( $C_w \gg K_m$ ) и ( $C_w \gg 1/k$ ), потоки самоочищения достигают предельных значений. В этих условиях стационарность систем «загрязнение - самоочищение акваторий» разрушается. С позиций современных теорий минерального и радиоизотопного обмена, а также сорбционных взаимодействий, при возрастании концентрации загрязнителя в водной среде метаболические и сорбционные реакции живого и косного вещества могут изменяться с первого порядка на нулевой. Первому порядку метаболических или сорбционных реакций соответствует пропорциональная изменению концентрации загрязнителя в водной среде биоседиментационная или биотрансформационная способность к ее очистке. При нулевом порядке метаболических реакций, с ростом концентрации загрязнителя в среде, период его биотического круговорота возрастает, а относительная способность к самоочищению вод снижается и достигает предельного уровня. При потоке загрязнения выше предельного, система биогеохимического самоочищения вод теряет устойчивость и уже не в состоянии обеспечить кондиционирование морской среды в отношении загрязняющих веществ. Отсюда следует, что важным фактором решения проблемы молисмологической емкости морских акваторий является лимитирование потоков загрязняющих веществ по биогеохимическим критериям, отражающим концентрационную и сорбционную функцию живого и косного вещества, интенсивность массообмена со смежными акваториями, а также продукционную и седиментационные характеристики морских экосистем.

Необходимо отметить, что характерной особенностью биогеохимических критериев является региональный принцип их применимости. Это обусловлено тем обстоя-

тельством, что объем Черного моря составляет  $538124 \text{ км}^3$  [10] и его ассимиляционная способность в отношении загрязнений за счет разбавления в воде достаточно велика. Влияние регионального фактора на самоочищение акваторий Черного моря проиллюстрируем на нескольких примерах.

*Оценка крупномасштабного водообмена акватории, примыкающей к Днепро-Бугскому лиману, с открытыми водами Черного моря ( $46^\circ 10' - 46^\circ 33'$  с.ш.;  $31^\circ 10' - 31^\circ 28'$  в.д.).* По [10], в Черное море, в значительной степени в его северо-западную часть (СЗЧ), с речным стоком ежегодно поступает 80 т ртути и 12000 т цинка. Если отнести потоки этих тяжелых металлов ко всему объему моря, то ежегодное увеличение концентрации ртути составит около  $0,15 \text{ нг л}^{-1}$ , а цинка —  $0,022 \text{ мкг л}^{-1}$ , что не превышает сотых долей процента от величины их концентрации в водной среде. Если же допустить, что весь поток этих элементов ассимилируется в СЗЧ объемом в  $854 \text{ км}^3$ , то ежегодное увеличение концентрации ртути в воде составит  $94 \text{ нг л}^{-1}$ , а цинка —  $14,0 \text{ мкг л}^{-1}$ . Если учесть, что концентрация ртути в СЗЧ составляет  $20 - 200 \text{ нг л}^{-1}$ , а цинка  $15 - 50 \text{ мкг л}^{-1}$  [3], то отсутствие водообмена СЗЧ с открытыми водами моря приводило бы к ежегодному возрастанию концентрации этих тяжелых металлов на  $30 - 50 \%$ . Поэтому оценка интенсивности обмена отмеченной акватории может быть важным показателем ее самоочищения.

Мониторинг радиоактивного загрязнения Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС показал [6], что у входа в Днепро-Бугский лиман, в зоне смешения речных и морских вод, в течение ряда лет отмечались значительные градиенты концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде по сравнению с содержанием этого радионуклида в открытых частях моря. Это было обусловлено как поступлением  $^{90}\text{Sr}$  с водами Днепра (рис.2), так и динамическими характеристиками водообмена приустьевой зоны этой реки с центральной частью моря (рис.3), которая подверглась интенсивному загрязнению  $^{90}\text{Sr}$  только из атмосферных выпадений в мае 1986 г. непосредственно после аварии на Чернобыльской АЭС.

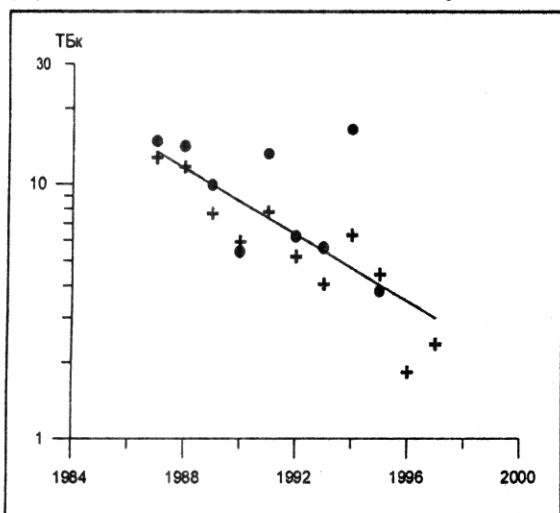


Рисунок 2 Поступление  $^{90}\text{Sr}$  в Черное море со стоком реки Днепр; • - данные ИнБЮМ; + - данные Гидрометинститута (Киев)

Figure 2 Input  $^{90}\text{Sr}$  into the Black Sea from Dniepr River; • - IBSS's data; + - Ukrainian Hydrometeorological Institute's data (Kiev)

( $\text{Бк м}^{-3}$ );  $V_{\text{дн}(i)}$  - годовой сток реки Днепр ( $\text{км}^3 \text{ год}^{-1}$ );  $V_{\text{об}(i)}$  - среднегодовой обмен вод акватории Черного моря, примыкающей к Днепро-Бугскому лиману ( $\text{км}^3 \text{ год}^{-1}$ ). Исходные данные наблюдений за 1987-1989 гг. и результаты расчетов сведены в табл. 1. Из данных табл. 1 видно, что среднегодовой водообмен акватории с открытым морем был равен осредненному за рассматриваемый период стоку реки Днепр. Это свидетельствует, что у Днепро-Бугского лимана днепровские воды замещаются водами открытого моря.

Наблюдения показали [6], что в первые годы после аварии поступающий со стоком Днепра  $^{90}\text{Sr}$  обуславливал повышение его концентраций только в узкой прибрежной полосе акватории, примыкающей к Днепро-Бугскому лиману. Это позволило использовать  $^{90}\text{Sr}$  в качестве радиотрассера по уравнению водного и радиоизотопного баланса акватории:

$$V_{\text{об}(i)} = V_{\text{дн}(i)} \frac{C_{\text{дн}(i)} - C_{\text{дб}(i)}}{C_{\text{дб}(i)} - C_{\text{чм}(i)}}, \quad (19)$$

где:  $C_{\text{дб}(i)}$  - осредненная за рассматриваемый ( $i$ -й) год концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных водах у входа в Днепро-Бугский лиман ( $\text{Бк м}^{-3}$ );  $C_{\text{дн}(i)}$  - среднегодовое значение концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в водах реки Днепр ( $\text{Бк м}^{-3}$ );  $C_{\text{чм}(i)}$  - концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных водах центра Западной халистатической зоны Черного моря

Таблица 1 Оценки водного и радионуклидного баланса акватории, примыкающей к Днепро-Бугскому лиману

Table 1 Estimation of water and radioisotopic balance of the Dniepr-Bug area

| Год     | Сток Днепра, км <sup>3</sup> год <sup>-1</sup> | <sup>90</sup> Sr в реке Днепр, Бк м <sup>-3</sup> | <sup>90</sup> Sr у входа в Днепро-Бугский лиман, Бк м <sup>-3</sup> | <sup>90</sup> Sr в западной халистатической зоне, Бк м <sup>-3</sup> | Расчетное значение водообмена, км <sup>3</sup> год <sup>-1</sup> |
|---------|------------------------------------------------|---------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|
| 1987    | 34                                             | 410                                               | 201 +/- 122                                                         | 24,5                                                                 | 40,3 +/- 24,4                                                    |
| 1988    | 46                                             | 290                                               | 218 +/- 140                                                         | 23,0                                                                 | 17,0 +/- 11,0                                                    |
| 1989    | 34                                             | 270                                               | 116 +/- 109                                                         | 22,8                                                                 | 56,6 +/- 52,6                                                    |
| Среднее | 38                                             |                                                   |                                                                     |                                                                      | 37,8 +/- 29,3                                                    |

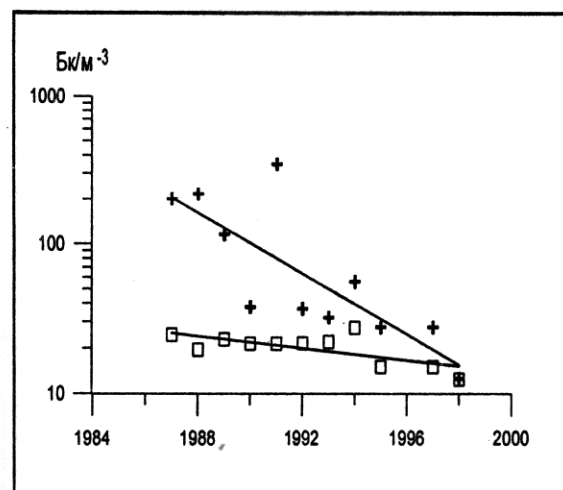


Рисунок 3 Изменение концентрации <sup>90</sup>Sr в поверхностных водах у входа в Днепро-Бугский лиман (+) и западной халистатической зоне (□) Черного моря

Figure 3 <sup>90</sup>Sr concentration in the surface layer near Dniepr-Bug area (+) and in the central western part (□) of the Black Sea

допустимые концентрации в воде (100 нг л<sup>-1</sup>), наблюдались в начале 90-х годов. В дальнейшем, в связи с резким снижением хозяйственной деятельности в регионе, отмечена тенденция уменьшения содержания ртути в составе вод и донных отложений Севастопольской бухты [8].

Выявился нелинейный характер зависимости между концентрациями ртути в воде и в донных осадках (рис. 5). Зависимость отношения концентраций ртути в донных осадках и в водной среде описывалась с достаточной степенью адекватности уравнением Ленгмюра по формуле (13) при значениях параметров  $C_{\max} = 2740 \text{ нг г}^{-1}$  и  $k = 0,128 \text{ л нг}^{-1}$ . Полученные результаты свидетельствовали, что в период интенсивной хозяйственной деятельности в акватории Севастопольской бухты отмечался эффект сорбционного насыщения донных отложений ртутью. Расчеты по (15) показали, что при концентрации ртути в 1999 г. в поверхностном слое осадков, равной  $369 \text{ нг г}^{-1}$ , и скорости осадконакопления в районе Павловского мыса Севастопольской бухты, оцененной С. Гулиным в  $0,24 \text{ см год}^{-1}$ , или  $607 \text{ г м}^{-2} \text{ год}^{-1}$  [9], поток депонирования ртути в донные отложения бухты в том году составил  $224 \text{ мкг м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ . Предельный поток депонирования ртути, рассчитанный по формуле (16) при  $C_{\max} = 2740 \text{ нг г}^{-1}$ , оценивается в  $1660 \text{ мкг м}^{-2} \text{ год}^{-1}$ .

Оценка соотношения потоков биотической миграции и физического переноса фосфора через галоклин в центре западной халистатической зоны Черного моря. Современный поток фосфатов из водосборного бассейна в Черное море составляет 55 тыс. т., из которых около 40 тыс. т. поступает со стоком рек Дунай, Днепр и Днестр [15].

Из соотношения (19) следует, что расчетное среднегодовое значение солёности вод у входа в Днепро-Бугский лиман составляет 9,15 ‰, что совпадает с данными районирования северо-западной части Черного моря по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам.

Оценка потока депонирования ртути в донных отложениях Севастопольской бухты. Исследования показали [8], что концентрация ртути в донных осадках Севастопольской бухты на два - три порядка величин превышала содержание ртути в донных отложениях западной халистатической зоны Черного моря (рис. 4). Эти данные свидетельствовали об антропогенном характере ртутного загрязнения бухты. Наблюдения 1988 - 1999 гг. показали, что наибольшее содержание ртути, превышающее ее предельно

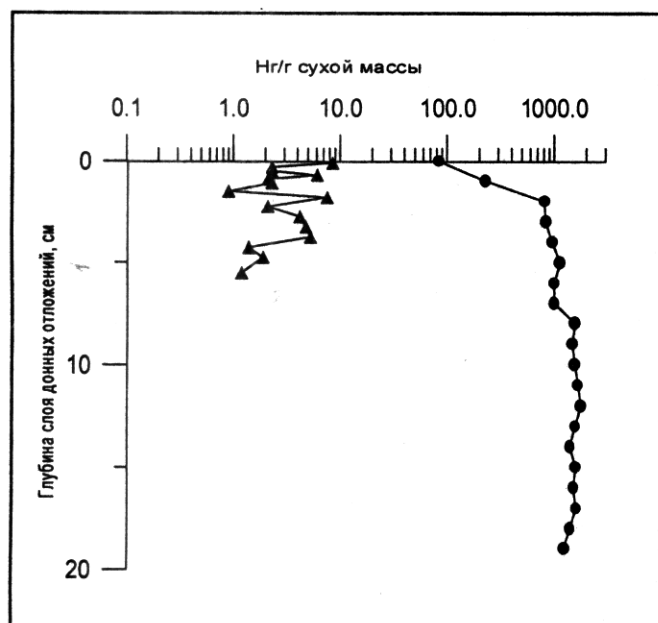


Рисунок 4 Распределение ртути в толще донных осадков Черного моря: • - в районе Павловского мыса Севастопольской бухты, 06.07.1998 г. (44°37.06 с.ш.; 33°32.13 в.д.); ▲ - в центре западной халистатической зоны, 15.06.1993 г. (43°25.00 с.ш.; 32°08.0 в.д.)  
Figure 4 Mercury concentration in the bottom sediments depth: • - near Pavlov Cape of the Sevastopol Bay, 6.07.1998 (44°37.06 N; 33°32.13 E); ▲ - in the central western part of the Black Sea, 15.06.1993 (43°25.00 N; 32°08.00 E)

В последние годы обнаружено статистически значимое уменьшение среднегодовых концентраций минерального фосфора в слое фотосинтеза, а также увеличение его содержания в подстилающих водах на глубинах 50 - 100 м. Изучение этого феномена требует исследования механизма и потоков обмена биогенными элементами между поверхностными и глубинными слоями моря. Задача оценки потоков биотической и физической миграции фосфора решалась нами по отношению к наиболее стационарной по гидрологическим и биогеохимическим характеристикам акватории – западной халистатической зоне Черного моря. Поток элиминации фосфора из фотического слоя оценивался по формуле (11). Параметры этого уравнения

определялись по данным моделирования биоседиментационной функции экосистемы фотического слоя и результатам комплексных гидрологических и биогеохимических наблюдений [5] в центре этого района (43°25' с.ш.; 31°10' в.д.). Вертикальный водообмен через галоклин при среднегодовом осреднении оценивался радиотрассерным методом по изменению в 1986-2000 гг. профилей вертикального распределения в воде  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , поступивших в поверхностные воды Черного моря после аварии на Чернобыльской АЭС [7]. Результаты расчетов [5,14] биотических характеристик обмена фосфора через галоклин приведены в табл. 2, данные для оценки миграции фосфора в результате водообмена через галоклин - в табл. 3.

Таблица 2 Биотические характеристики миграции фосфора из фотического слоя  
Table 2 Biotic characteristics of phosphorus migration from photic layer

| Первичная продукция, $\text{мгС м}^{-2} \text{сут}^{-1}$ |                     |           | Годовая первичная продукция, $\text{гС м}^{-2} \text{год}^{-1}$ | Биоседиментационный поток фосфора из фотического слоя (при C:P = 100:1; $d_{\text{sed}} = 0,2$ ), $\text{мгР м}^{-2} \text{год}^{-1}$ |
|----------------------------------------------------------|---------------------|-----------|-----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| зима - декабрь 1987 г.                                   | лето - июль 1990 г. | в среднем |                                                                 |                                                                                                                                       |
| 332,0                                                    | 624,0               | 478,0     | 174,5                                                           | 349,0                                                                                                                                 |

Таблица 3 Содержание фосфора в фотическом слое и подстилающих водах западной халистатической зоны Черного моря [14]  
Table 3 Phosphorus concentration in the photic zone and depth layers of the central western part of the Black Sea [14]

| Содержание фосфора в слое фотосинтеза (0 - 40 м), $\text{мгР м}^{-2}$ |                     |           | Содержание фосфора в слое 40 - 60 м, $\text{мгР м}^{-2}$ |                     |           |
|-----------------------------------------------------------------------|---------------------|-----------|----------------------------------------------------------|---------------------|-----------|
| зима - декабрь 1987 г.                                                | лето - июль 1990 г. | в среднем | зима - декабрь 1987 г.                                   | лето - июль 1990 г. | в среднем |
| 41,0                                                                  | 48,0                | 44,5      | 294,0                                                    | 335,0               | 314,5     |

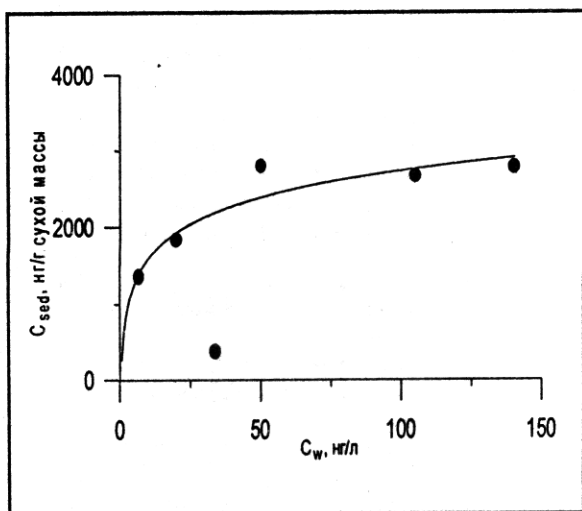


Рисунок 5 Зависимость между концентрацией ртути в донных отложениях ( $C_{sed}$ ) и в воде ( $C_w$ ) Севастопольских бухт

Figure 5 Mercury concentration in bottom sediments ( $C_{sed}$ ) and in water ( $C_w$ ) of the Sevastopol Bay

$314,5 \text{ мгР} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ , равную запасу фосфора в подстилающих зону фотосинтеза водах слоя 40 - 60 м. Эта оценка согласуется со средней скоростью ( $380 \text{ мгР} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ) поступления фосфатов в фотическую зону из глубинных слоев [2], так как халистатические зоны Черного моря характеризуются замедленным вертикальным водообменом.

Сравнение физического ( $314,5 \text{ мгР} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ) и биотического ( $349,0 \text{ мгР} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ) факторов вертикального обмена фосфора показывает, что в западной халистатической зоне Черного моря практически весь поток фосфатов из глубинных вод в фотический слой может быть компенсирован потоком его биоседиментационной элиминации из зоны фотосинтеза за счет процессов первичного продуцирования в условиях, когда поглощение углерода и фосфора фитопланктоном осуществляется в соотношении С:Р=100:1. Из этого стехиометрического соотношения следует, что при соответствии 1 мг хлорофилла-а 40 мгС фитопланктона [16] на каждый мг биосинтеза хлорофилла-а в сутки в процессе первичного продуцирования минимально требуется  $q_{min} = 0,4 \text{ мгР}(\text{мг хл-а.сут})^{-1}$ . Наши исследования [14] с использованием радиоактивной метки фосфора ( $^{32}\text{P}$ ) показали, что зависимость скорости поглощения фосфора фитопланктоном в пересчете на хлорофилл-а от его содержания в водной среде описывается уравнением Михаэлиса-Ментен при значениях параметров  $K_m = 1,8 \text{ мкгР} \cdot \text{л}^{-1}$  и  $V_{max} = 10,4 \text{ мгР}(\text{мг хл-а.сут})^{-1}$ . Это означает, что в условиях фосфатной гиперэвтрофикации максимальная скорость поглощения фосфора фитопланктоном ( $V_{max}$ ) может в 26 раз превышать минимальную ( $q_{min}$ ), а соотношение скоростей поглощения углерода и фосфора фитопланктоном достигать значений С : Р = 100 : 26, увеличивая в таком же соотношении и поток биоседиментационной элиминации фосфора из фотического слоя.

Приведенные выше данные свидетельствуют, что экосистеме фотического слоя присуща кондиционирующая функция. Она проявляется в том, что при повышении концентрации лимитирующего биогенного элемента в слое фотосинтеза сверх уровней, обеспечивающих минимальную потребность фитопланктона на биосинтез ( $q_{min}$ ), биоседиментационная функция в отношении этого элемента возрастает, обеспечивая увеличение на порядки величин интенсивность потока элиминации из фотического слоя. Из уравнений (3 и 11) следует, что если гиперэвтрофикация приводит к общему повышению первичной продуктивности экосистемы, то относительная биоседиментационная элиминация из фотического слоя всех биогенных элементов, кроме элемента, лимитирующего первичную продукцию, увеличивается. По нашему мнению, именно этими особенностями функционирования экосистемы фотического слоя можно объяснить об-

По данным наблюдений 1987 и 1990 гг. была получена незначительная вариабельность сезонного изменения содержания фосфора в фотическом слое и подстилающих водах (табл. 3). Оценки показали [7], что средняя скорость погружения нижней градиентной границы в профилях вертикального распределения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в пределах глубин залегания слоя сезонного галоклина (55 - 85 м) составляла в центре западной халистатической зоны  $4,7 \cdot 10^{-5} \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$ , или около 15 м в год. Эти данные свидетельствовали, что практически весь фосфор в слое 40 - 60 м за счет вертикального водообмена ежегодно попадал в зону фотосинтеза (0 - 40 м). Таким образом, в качестве оценки потока обмена фосфора за счет физических процессов можно взять величину

наруженный в Черном море феномен уменьшения среднегодовой концентрации фосфатов в поверхностных водах и, соответственно, повышения их содержания в подстилающих слоях [15] в результате антропогенного воздействия.

Таким образом, разработка теории минерального обмена и сорбционных взаимодействий между живым и косным веществом с радиоактивными и химическими компонентами в водной среде позволила получить соотношения для нормирования потоков антропогенного загрязнения черноморских регионов по биогеохимическим критериям, являющимися важными показателями молисмологической емкости Черного моря.

1. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. - М., 1965. - 374 с.
2. Виноградов М.Е., Сапожников В.В., Шушкина Э.А. Экосистема Черного моря. - М., 1992. - 112 с.
3. Виноградова Л.А., Воробьева Л.В., Гаркавая Г.П. Состояние экосистемы Одесского залива и прилегающей акватории. / Практическая экология морских регионов. Черное море. - Киев: Наук. думка, 1990. - С. 203 - 212.
4. Егоров В.Н. Применение метода меченых атомов для оценки круговорота и моделирования перераспределения химических элементов и их радионуклидов в экосистеме в результате жизнедеятельности ее компонент / Исследование структуры и механизмов функционирования морских экологических систем. - Киев: Наук. думка, 1974. - С. 20 - 24.
5. Егоров В.Н., Поповичев В.Н., Бурлакова З.П. и др. Молисмология Черного моря. Киев: Наук. думка, 1992. - С.50-61.
6. Egorov, V.N., Povinets, P.P., Polikarpov, G.G. et al.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the Black Sea After the NPP Chernobyl Accident: Inventories, Balance and Tracer Applications // J. Environmental Radioactivity. - 1999. - 43. - P. 137-155.
7. Egorov V.N., Stokozov N.A., Mirzoyeva N.Yu. Long-term post-chernobyl  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  profiles as the indicators of the large scale vertical mixing in the Black Sea // Intern. Conf. IAEA (Vienna, Austria, 23 - 27 April, 2001). - 2001. - P. 182 - 184.
8. Костова С.К., Егоров В.Н., Поповичев В.Н. Многолетние исследования загрязнения ртутью Севастопольских бухт // Экология моря. - 2001. - Вып. 56. - С. .
9. Жерко Н.В., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Малахова Л.В. Полихлорбифенилы в компонентах экосистемы Севастопольской бухты // Экология моря. - 2001. - Вып. 56. - С. .
10. Зайцев Ю.П. Самое синее в мире. - Нью Йорк: Изд. ООН, 1998. - 142 с.
11. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая радиохемозкология. - М., 1986. - 177 с.
12. Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Лазоренко Г.Е., Кулев Ю.Д. Математическое описание кинетики взаимодействия поверхностного слоя донных отложений с радионуклидами в водной среде // Докл. НАН Украины. - 1995. - № 5. - С. 148 - 152.
13. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Сравнение цитогенетической и экосистемной эффективности действия радиации и химических мутагенов в гидробиосфере // Доп. НАНУ. - 1999. - № 6. - С.199 - 202.
14. Поповичев В.Н., Егоров В.Н. Биотический обмен минерального фосфора в эвротической зоне западной части Черного моря // Чтения памяти Н.В. Тимофеева-Ресовского. - Севастополь: ИнБЮМ - ЭКОСИ. - 2000. - С. 140 - 158.
15. Филькельштейн М.С., Проненко С.М. Тенденция многолетних изменений концентрации фосфатов в западной части Черного моря // Экология моря. - 1991. - Вып. 39. - С. 1 - 4.
16. Финенко З.З. Продукция фитопланктона / Гресе В.Н. (ред.). Основы биологической продуктивности Черного моря. - Киев: Наук. думка, 1979. - С. 88 - 99.

Институт биологии южных морей НАНУ,  
г. Севастополь

Получено 05.07.2001

V.N. EGOROV

#### VALUATION OF FLUXES OF ANTHROPOGENIC POLLUTION OF THE BLACK SEA, USING BIOGEOCHEMICAL CRITERIONS

##### Summary

The relationships for assessment of fluxes of the water self-cleaning and the deposition of pollutants in sediments, obtained by applying of the theory of mineral and sorption exchange of living and non-living matters with radioactive and chemical pollutants in seawater, are given.