

Разработка методов оценки миграции и накопления искусственных радионуклидов (прежде всего ^{137}Cs и ^{90}Sr) в среде и биоте экосистемы Баренцева моря

В основу методов расчета переноса и накопления искусственных радионуклидов (ИР) в экосистеме Баренцева моря положен подход с использованием балансовых математических моделей [1, 2], получивший свое развитие в НИР, выполненных в рамках ФЦП «Мировой океан» [3, 4] и настоящем исследовании.

В настоящем проекте основное внимание было уделено двум аспектам модельного описания динамики искусственных радионуклидов в морских системах, связанных с параметризацией обменных процессов между водой, взвесью и донными отложениями и накоплением их в пищевых сетях. Далее представлены описание и этапы разработки этих моделей.

В качестве основных объектов моделирования рассматриваются радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr , присутствие которых в экосистеме связано с развитием мировой атомной (мирной и военной) промышленности с конца 1950-х годов.

Комплексная математическая модель, лежащая в основе методов оценки миграции и накопления искусственных радионуклидов, включает гидрологическую модель Баренцева моря для расчета обмена водными массами, модель переноса и седиментации взвешенного вещества; модель обмена радионуклидами между водой, взвесью и донными отложениями; модель трофодинамики экосистемы Баренцева моря, модель миграции радионуклидов по пищевым цепям.

Гидрологическая модель объединяет модели водного обмена, солёности, температуры воды и макрохарактеристик ледового режима. Её задача – количественная оценка водных потоков между районами в результате действия разнообразных динамических процессов (течения, подъем и опускание вод, приливы, сгонно-нагонными явлениям, макро-, мезо- и микромасштабные вихри, ветровое перемешивание, термогалинная конвекция и др.) и внешних факторов, влияющих на формирование особенностей гидрологического режима (материковый сток, водообмен с внешней средой, климатические и метеорологические факторы). С моделью водообмена согласован модуль, предназначенный для расчета переноса растворенных веществ, поступающих с речным стоком и с водными массами через открытую морскую границу.

С моделью водообмена согласована модель, предназначенная для расчета динамики взвешенных в воде частиц, поступающих в морскую экосистему с суши (твердый сток, аэрозольные выпадения, абразионные процессы). Здесь учтены процессы седиментации взеси и обратного поступления частиц в воду при взмучивании (ресуспензии) донных отложений. На моделях водообмена, переноса и седиментации взеси базируется модуль для расчета динамики химических соединений, мигрирующих преимущественно во взвешенном состоянии.

Расчет миграции химических соединений, имеющих растворенную и взвешенную формы миграции, выполняется на основе двух моделей, предназначенных, соответственно, для расчета динамики растворенных и взвешенных веществ и объединенных механизмом адсорбционно-десорбционного равновесия. Более общий класс моделей для комплексной оценки воздействий на ключевые элементы экосистемы основан на описании ее трофодинамики. На базе модели трофодинамики разработан модуль для оценки миграции стойких загрязняющих веществ по пищевым цепям.

Далее рассматриваются два аспекта модельного описания динамики ИР в морских системах, связанных с параметризацией обменных процессов между водой, взвесью и донными отложениями и накоплением их в пищевых сетях, нашедшие свое выражение в форме соответствующих методов оценки миграции и накопления ИР в среде и биоте экосистемы Баренцева моря.

1 Моделирование переноса и седиментации взвешенного вещества

В качестве переменной состояния рассматривается содержание взвешенного вещества в воде, при этом взвесь разделена на пять размерных групп (мелко- и среднепесчаную, мелко- и крупноалевритовую и пелитовую фракции) в соответствии с таблицей 1.

Таблица 1- Размерные группы частиц

Название	Средний размер, мм	Интервал изменения размеров, мм
пелит	0.005	< 0.01
мелкий алеврит	0.03	0.01 - 0.05
крупный алеврит	0.075	0.05 - 0.1
мелкий песок	0.15	0.1 - 0.2
средний и крупный песок	0.3	> 0.2

На содержание взвеси в воде в каждый момент времени оказывают влияние течения, а также два противоположно направленных процесса: оседание взвешенных частиц и взмучивание донных отложений (в соответствии с рисунком 1).

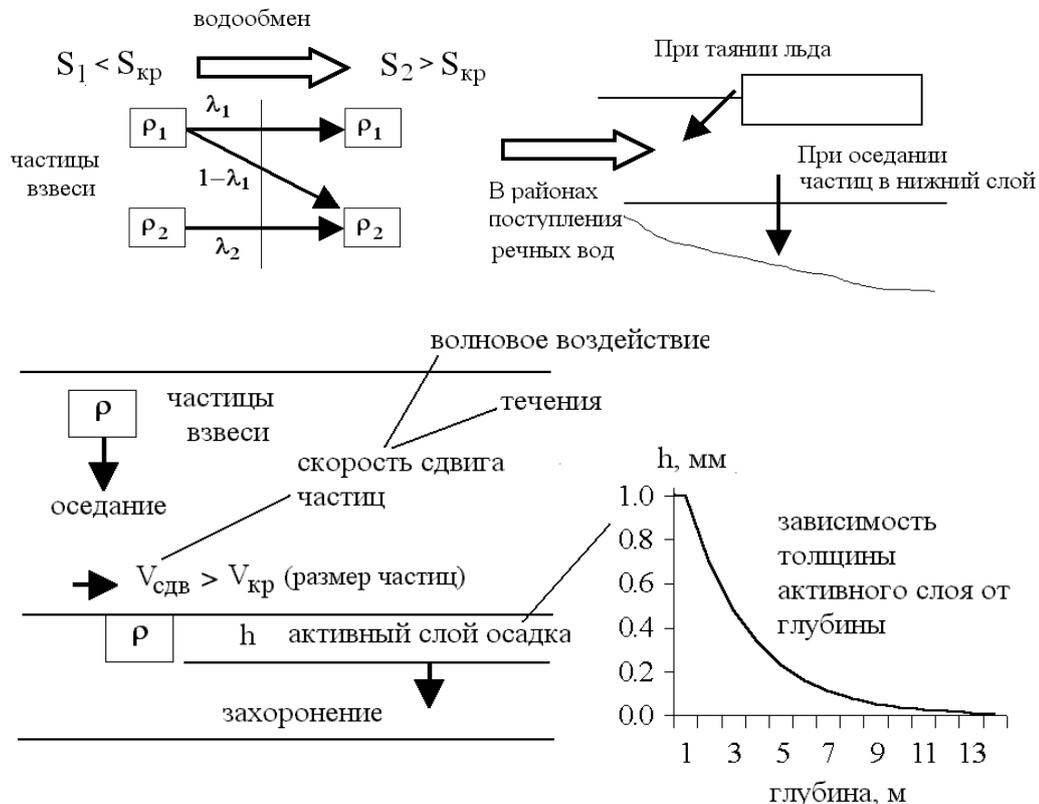


Рисунок 1 - Схема основных процессов, определяющих динамику взвеси в водоеме

Перенос частиц взвеси при водообмене между компартментами описывается системой балансовых уравнений аналогичной. Механизм коагуляции взвешенных частиц в интервале солености 1-3 ‰ вносит определенные коррективы в описание переноса взвеси при водообмене между компартментами.

Особенности модельного описания рассмотрим на примере двух компартментов, расположенных в верхнем слое. Специфика данного подхода предполагает, что в пределах выделенных компартментов свойства водных масс остаются одинаковыми и резко изменяются при пересечении границы между ними. Формально на любой границе между компартментами существует "фронтальная область". Предположим, что в момент времени t соленость водных масс в двух соседних компартментах i -м и j -м была соответственно $S^i(t)$ и $S^j(t)$, а в результате перемещения водных масс из соседних компартментов в j -й в последнем она стала равна величине $S^j(t+dt)$. Пусть также выполняется условие (1):

$$S^j(t+dt) = S^j(t) + W_{ij}S^i(t) + \dots, S^i(t) < S^* < S^j(t+dt) \quad (1)$$

где W_{ij} - поток из i -го компартмента, многоточием обозначены другие факторы, влияющие на изменение солености в j -м компартменте; S^* - критическая соленость, при которой наблюдается коагуляция частиц.

Для частиц взвеси получаются балансовые соотношения, указанные в таблице 2.

Таблица - 8.1.2 Балансовые соотношения

Отток из i -го компартмента	Приток в j -й компартмент
$W_{ij}x_k^i$	$W_{ij}x_k^i(1-\lambda_k)$ для фракции k
$W_{ij}x_{k+1}^i$	$W_{ij}x_k^i(1-\lambda_{k+1}) + W_{ij}x_k^i\lambda_k$ для фракции $k+1$

Примечание: λ_k - доля частиц размера k , переходящая в следующую размерную группу в результате коагуляции.

Перенос взвешенных частиц при водообмене реализован как последовательное решение системы уравнений (2), начиная с частиц минимального размера. При этом в результате коагуляции частиц размера k для частиц следующей размерной группы формируется "внутренний источник" частиц, который добавляется в правую часть (2).

$$UM=F, \quad U = \begin{pmatrix} U_{11} & U_{12} \\ U_{21} & U_{22} \end{pmatrix}, \quad (2)$$

$$u_{11} = -(R_i^1 + \sum_k D_{ki}^1 + D_{ii}^1)/V_i^1,$$

$$\begin{aligned}
u11_{ij} &= (1-\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W1}^j))(\alpha_{ji}^1 R_j^1 + D_{ji}^1)/V_j^1, \\
\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W1}^j) &= \lambda_k, \text{ если } S_{W1}^j(t) < S^* < S_{W1}^i(t+dt), \\
\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W1}^j) &= 0, \text{ в противном случае,} \\
u12_{ii} &= (1-\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W2}^i))(\alpha_{ii}^2 R_i^2 + D_{ii}^2)/V_i^2, \quad u12_{ij} = 0, \\
\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W2}^i) &= \lambda_k, \text{ если } S_{W2}^i(t) < S^* < S_{W1}^i(t+dt), \\
\lambda_k(S_{W1}^i, S_{W2}^i) &= 0, \text{ в противном случае,} \\
u22_{ii} &= -(R_i^2 + \sum_k D_{ki}^2 + D_{ii}^2)/V_i^2, \\
u22_{ij} &= (1-\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W2}^j))(\alpha_{ji}^2 R_j^2 + D_{ji}^2)/V_j^2, \\
\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W2}^j) &= \lambda_k, \text{ если } S_{W2}^j(t) < S^* < S_{W2}^i(t+dt), \\
\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W2}^j) &= 0, \text{ в противном случае,} \\
u21_{ii} &= (1-\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W1}^i))(\alpha_{ii}^1 R_i^1 + D_{ii}^1)/V_i^1, \quad u21_{ij} = 0, \\
\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W1}^i) &= \lambda_k, \text{ если } S_{W1}^i(t) < S^* < S_{W2}^i(t+dt), \\
\lambda_k(S_{W2}^i, S_{W1}^i) &= 0, \text{ в противном случае,} \\
F &= (F_1^1, F_2^1, \dots, F_N^1, F_1^2, F_2^2, \dots, F_N^2)^T, \\
F_1^1 &= W_F^1 [(1-\lambda_k(0, S_{W1}^i)) x_k^{iF} + \lambda_{k-1}(0, S_{W1}^i) x_{k-1}^{iF}] + W_{M1}^i x_k^{iM1} \\
&+ \sum_j \lambda_{k-1}(\alpha_{ji}^1 R_j^1 + D_{ji}^1) x_{k-1}^j(t+dt) + \lambda_{k-1}(\alpha_{ii}^2 R_i^2 + D_{ii}^2) y_{k-1}^i(t+dt) \\
F_2^1 &= W_{M2}^i x_k^{iM2} + \sum_j \lambda_k(\alpha_{ji}^2 R_j^2 + D_{ji}^2) y_{k-1}^j(t+dt) \\
&+ \lambda_k(\alpha_{ii}^1 R_i^1 + D_{ii}^1) x_{k-1}^i(t+dt) \\
M &= (M_1^1, M_2^1, \dots, M_N^1, M_1^2, M_2^2, \dots, M_N^2)^T, \quad M_i^1 = V_i^1 x_k^i, \\
M_i^2 &= V_i^2 y_k^i,
\end{aligned}$$

где x_k^{iF} , x_k^{iM1} , x_k^{iM2} - концентрация частиц размера k в речном стоке и водных массах, поступающих из соседнего водоема в нижний и верхний слои соответственно, г/м³. Поступление частиц взвеси из атмосферы с осадками не учитывается. Атмосферные выпадения аэрозольных частиц учитываются ниже.

Обменные процессы между резервуарами рассмотрим на примере наиболее характерного случая, когда имеются все резервуары: лед, вода (два слоя) и донные отложения.

Для описания обмена взвесью между резервуарами в пределах каждого компартмента применяется следующая система балансовых уравнений (3):

$$\begin{aligned}
d(h_1 z_i)/dt &= l_2(t) x_i - l_1(t) z_i + F_A(t) A_I, \\
d(h_1 x_i)/dt &= -(\omega_i x_i + l_2(t)) x_i + l_1(t) [(1-\lambda_i(S_I, S_{W1})) z_i + \lambda_{i-1}(S_I, S_{W1}) z_{i-1}] + F_A(t) (1-A_I), \\
d(h_2 y_i)/dt &= \omega_i [(1-\lambda_i(S_{W1}, S_{W2})) x_i + \lambda_{i-1}(S_{W1}, S_{W2}) x_{i-1}] - \omega_i y_i + m_{iS}^1, \\
d(m_i)/dt &= \omega_i y_i - m_{iS}^1,
\end{aligned} \tag{3}$$

где z_i, x_i, y_i - концентрация взвеси размера k_i (г/м^3) во льду, воде (верхний и нижний слои) соответственно; m_i - масса частиц в донных отложениях, которые участвуют в обменных процессах между водной толщей и дном (г/м^2); n - число рассматриваемых групп частиц разной размерности; h_1, h_2 - толщина (м) льда, верхнего и нижнего слоев соответственно; $H = h_1 + h_2$ - глубина (м) компартмента; $l_2(t), l_1(t)$ - скорости образования и таяния льда (м/сут); ω_i - скорость оседания (гидравлическая крупность) частиц (м/сут); ν - интенсивность вовлечения (взмучивания) донных отложений ($1/\text{сут}$); $\lambda_i(S_1, S_{W1})$ - параметр коагуляции частиц, поступающих в воду при таянии льда; $\lambda_i(S_{W1}, S_{W2})$ - параметр коагуляции частиц при их оседании из верхнего (более пресного) слоя в нижний (более соленый); $F_A(t)$ - поток частиц из атмосферы ($\text{г/м}^2/\text{сут}$); A_I - доля площади, занятая льдом; m_s^i - масса частиц в донных отложениях, которые взвешены в воду.

Скорость осаждения частиц зависит от их размера и рассчитывается по формуле (4):

$$\omega_i = (2g(\rho_1 - \rho)k_i / 1.75\rho)^{1/2} / \varphi_i, \quad (4)$$

где ω_i - гидравлическая крупность частиц, м/с ; ρ_1 - плотность взвеси; ρ - плотность воды, кг/м^3 ; $g = 9.81 \text{ м/с}^2$; φ_i - параметр турбулентного поведения наносов в потоке. Величина ρ_1 в расчетах принимается равной 2650 кг/м^3 . Параметр φ_i отражает все особенности осаждения частиц в реальных условиях водоема. Для частиц глины он равен 1100, для частиц алевритовой размерности изменяется от 200 до 6.6, для мелкого песка равен 2.25 [5].

В предыдущей версии модели [6] для параметризации процесса взмучивания донных отложений был введен максимальный слой осадка ($h_s, \text{г/м}^2$), частицы которого потенциально могут быть взвешены в воду. Величина h_s задавалась экспоненциально убывающей с глубиной, при этом параметры зависимости, предложенной из общих соображений, подбирались в процессе калибровочных расчетов.

Для оценки слоя взмучивания донных отложений в этой работе используется физически более обоснованный подход, предложенный в [7] и апробированный нами для Азовского моря [8].

Если (τ, h и λ) характеристики волнения (соответственно, период (с), высота (м) и длина (м) волны) в данной точке (районе) с глубиной H , то вертикальное распределение взвешенных в воде частиц размера k_i , обусловленное волновым воздействием на дно, может быть описано уравнением (5) (индекс i в дальнейшем будем опускать):

$$S(z) = S_0 \exp\{- (4\omega/C_2h) \ln [1 + (C_2/u_z)(H-z)]\}. \quad (5)$$

Здесь $0 \leq z \leq H$, $z = H$ – соответствует дну; S_0 – концентрация частиц у дна, г/м^3 ; $S(z)$ – концентрация частиц на горизонте z от поверхности, г/м^3 ; ω – гидравлическая крупность частиц, м/с ;

$$C_2 = (2h/H) [(g/2\pi\lambda) \text{th} (\kappa H)]^{1/2}, \kappa = 2\pi/\lambda, \quad (6)$$

u_z – вертикальная составляющая орбитальной скорости частиц, определяемая по эмпирическому соотношению (7):

$$u_z = (0.078 u_x)/(H^{0.22}), \quad (7)$$

где u_x – средняя по вертикали горизонтальная составляющая орбитальной скорости частиц, рассчитанная по (8):

$$u_x = \left(\int_0^H u_x(z) dz \right) / H, \quad (8)$$

$$u_x(z) = C_1 \text{ch} [\kappa (H-z)],$$

$$C_1 = 2h [g/(2\pi\lambda)]^{1/2} / [\text{sh} (\kappa H) \text{ch} (\kappa H)]^{1/2}.$$

Здесь $u_x(z)$ – горизонтальная составляющая орбитальной скорости частиц на горизонте z от поверхности.

Для оценки придонной мутности в работе [7] рекомендована формула Маккавеева (9):

$$S_0 = C_0 \{ [(u_{x, \max}|_{z=H})^2] / [H (\rho_s - \rho)] \} \{ (u_z - \omega) / (u_z + \omega) \}, \text{ при } u_z > \omega, \quad (9)$$

где C_0 – эмпирический коэффициент; ρ_s – удельный вес наносов; ρ – удельный вес воды; $u_{x, \max}|_{z=H}$ – максимальное значение горизонтальной составляющей орбитальной скорости частиц у дна, рассчитывается по (10) согласно [9]

$$u_{x, \max}|_{z=H} = (2\pi h \kappa') / [(\pi\lambda/g) \text{sh} (2\kappa H)]^{1/2}, \quad (10)$$

где параметр κ' зависит от пологости волн и изменяется от 0.6 до 1.0 при изменении отношения λ/h в пределах 8–30.

Частицы отрываются от дна, если $u_{x, \max}|_{z=H}$ больше некоторой критической скорости отрыва частиц от дна (u^*) и вовлекаются в водную толщу, если $u_z > \omega$.

Параметр C_0 является в модели калибровочным. Он может быть оценен по данным натурных наблюдений за вертикальным распределением взвеси. В качестве начальной оценки в работе [7] рекомендовано значение $C_0 = 0.0148$.

Интегральная оценка $S(z)$ по всей глубине (11):

$$m_s^i = \int_0^H S_i(z) dz \quad (11)$$

дает вертикальную оценку массы частиц данного размера k_i , которые могут быть взвешены в воду при волнении с параметрами (τ , h и λ) в данной точке моря.

Механизм коагуляции тонкодисперсной взвеси при обменных процессах между резервуарами предполагается учитывать только в двух случаях:

- при таянии льда, когда в воду поступают частицы взвеси, которые содержатся в толще льда или были аккумулярованы на его поверхности при выпадении из атмосферы;
- при оседании частиц из слоя с низкой соленостью (меньше 2 ‰) в слой с более высокой соленостью (больше 2 ‰).

2 Модель динамики радионуклидов в Баренцевом море

Переменными состояниями математической модели являются: содержание радионуклида в воде (растворенная и взвешенная формы) и донных отложениях. С учетом деления взвеси на пять размерных групп, аналогичным образом детализирована и взвешенная форма радионуклида.

В качестве основных процессов, определяющих изменчивость радионуклидов в море, рассматриваются: седиментация с учетом размера частиц, взмучивание донных отложений в зависимости от морфологических особенностей района и гидродинамических факторов, перенос при водном обмене между компартментами.

Особенности конструкции модели приведены для водной системы без деления компартментов на слои, но принципиальных отличий в применении этой схемы для глубоководных районов нет.

Предполагается, что в любой момент времени для суммарной концентрации рассматриваемого элемента (x , Бк/м³) в воде справедливо (12):

$$x = x_0 + \sum_i x_i = x_0 + \sum_i y_i c_i(x_0), \quad i = 1 \dots n. \quad (12)$$

где x_0 - концентрация ИР в растворенной форме (Бк/м³); x_i - содержание ИР на частицах взвеси размера k_i (Бк/м³), y_i - средняя по глубине концентрация взвеси размера k_i в воде (г/м³); $c_i(x_0)$ - количество сорбированного на взвеси вещества в зависимости от его содержания в растворенной форме, n - число рассматриваемых групп частиц разной размерности.

Если адсорбция радионуклидов описывается законом Генри $c_i(x_0) = \gamma_i x_0$, то из (13) получаем две простые формулы для расчета растворенной и взвешенной форм радионуклида в зависимости от суммарной в воде концентрации

$$\begin{aligned} x_0 &= x / (1 + \sum_i y_i \gamma_i), \\ x_i &= y_i \gamma_i x_0, \quad i = 1 \dots n. \end{aligned} \quad (13)$$

Если сорбция радионуклидов подчиняется более сложной закономерности (нелинейная), то вместо (13) применяется несколько более сложный способ расчета, когда x_0 находится как решение нелинейного уравнения.

Такой подход позволяет при водообмене между компартментами рассчитывать только изменение суммарного содержания радионуклида в воде, затем по формуле (14) производится его перераспределение между растворенной и взвешенной формами.

Модель изменения ИР согласована с моделью динамики взвешенного вещества

$$\begin{aligned}
d(Ny_i x_i)/dt &= - \omega_i y_i x_i + v_i m_i z_i - \Delta A D_i - f N y_i x_i, \\
d(Nx_0)/dt &= \sum_i \Delta A D_i - f N x_0, \\
d(m_i z_i)/dt &= \omega_i y_i x_i - v_i m_i z_i - f m_i z_i, \quad i=1, \dots, n.
\end{aligned}
\tag{14}$$

Здесь: H - глубина (м); ω_i - скорость оседания (гидравлическая крупность) частиц (м/сут); v_i - интенсивность вовлечения (взмучивания) донных отложений (1/сут); m_i - масса частиц размера k_i в донных отложениях, которые участвуют в обменных процессах между водной толщей и дном (г/м²).

Слагаемые $\Delta A D_i$ введены для описания обменных процессов между растворенной и подвижной взвешенной формами миграции радионуклида при смещении адсорбционно-десорбционного равновесия, которое может быть обусловлено в данном случае изменением содержания взвеси в результате оседания или взмучивания осадка. Параметр f описывает радиоактивный распад.

В донных отложениях адсорбционно-десорбционные обменные процессы моделью не предусмотрены, поэтому не рассматривается растворенная форма элемента. Также не рассматривается механизм обмена радионуклидами между верхним ("свежеобразованным") и нижним ("глубоким") слоями донных отложений. В модели динамики взвеси в обмене с водным слоем участвует только самый верхний слой донных отложений, толщина которого зависит от глубины компартмента и гидродинамических свойств этого района. Поэтому, после того как радионуклид "попал" в более глубокий слой осадка в результате превышения скорости осаждения взвеси над интенсивностью взмучивания, он уже не поступает в воду и реализуется механизм захоронения. Однако, если взмучивание донного осадка стало превышать его накопление, то в воду могут начать поступать радионуклиды из более ранних слоев «захоронения» и реализуется механизм вторичного загрязнения.

При последовательном выполнении циклов «перенос водными массами» и «обменные процессы с дном» при достаточно малом расчетном временном шаге, чтобы модельное разделение процессов не влияло на результат, позволяет решать задачу изучения крупномасштабной динамики радионуклидов в морской экосистеме.

3 Модель миграции радионуклидов по пищевым цепям

Среднее содержание радионуклидов в организмах определенного трофического уровня зависит от поступления радионуклидов с пищей (алиментарное потребление) и непосредственно из среды обитания (парентеральное потребление), выведения из организмов, миграции на следующий трофический уровень в результате выедания хищниками, вывода части радионуклидов с отмершими организмами и неусвоенной пищей. Под средним содержанием, понимается средневзвешенное по числу особей разных возрастных стадий с учетом их средневозрастного веса, без учета половых различий и разной степени накопления радионуклидов органами гидробионтов. Динамические уравнения для средних концентраций имеют вид (15):

$$\begin{aligned} dx_i/dt &= \beta_i \sum_j (C_{ij}/B_i) x_j - (P_i/B_i) x_i + \eta_i(x_0) - \gamma_i x_i, \\ \eta_i(x_0) &= \eta x_0 R_i/B_i, \quad i=1..N, j \in I_i. \end{aligned} \quad (15)$$

Здесь B_i - биомасса i -го вида ($\text{кДж}/\text{м}^2$); C_i - рацион ($\text{кДж}/\text{м}^2/\text{год}$); R_i - дыхание ($\text{кДж}/\text{м}^2/\text{год}$); P_i - продукция ($\text{кДж}/\text{м}^2/\text{год}$); I_i - спектр питания, т.е. список видов, которыми данный вид питается; C_{ij} - частный рацион ($\sum_j C_{ij} = C_i$), x_i - средняя концентрация радионуклида в организмах i -го вида ($\text{Бк}/\text{кДж}$); x_0 - концентрация радионуклида в среде ($\text{Бк}/\text{м}^3$); β_i - коэффициент извлечения радионуклида из пищи ($\beta_i \leq 1$); $\eta_i(x_0)$ - скорость потребления из среды в расчете на единицу биомассы ($\text{Бк}/\text{кДж}/\text{год}$); γ_i - интенсивность выведения радионуклидов из организмов в среду ($1/\text{год}$).

Предполагается, что парентеральное потребление радионуклида (η_i) линейно зависит от его содержания в среде и пропорционально удельной интенсивности дыхания (R_i/B_i). Для радионуклидов, тяжелых металлов и их изотопов это предположение основано на результатах экспериментальных исследований [10]. При этом вариации η_i связаны с изменением отношения R_i/B_i , а тип радионуклида определяется коэффициентом η , не зависящим от трофической принадлежности гидробионтов.

Для скорости выведения радионуклидов из организмов (γ_i) экспериментально показано, что она не зависит от способа поглощения радионуклидов из среды (алиментарно или парентерально), уровня накопления радионуклида в организмах, вида пищи, а определяется относительной интенсивностью метаболизма [11].

С учетом известных соотношений между рационом, ассимиляцией, тратами на обмен и продукцией (см., например, [12]), модель (15) можно записать в следующей форме (16):

$$dx_i/dt = [x_i^*(P_i + R_i)/B_i + \eta x_0 R_i/B_i] - (P_i/B_i + \gamma_i) x_i, \quad x_i^* = \sum_j \alpha_{ij} x_j \quad (16)$$

Здесь x_i^* – средневзвешенная по спектру питания концентрация радионуклида в пище, относительно параметров β_i принято, что они совпадают с коэффициентами KI_i , характеризующими степень ассимиляции потребленной энергии, что равносильно предположению об отсутствии избирательного извлечения радионуклида из пищи, другие обозначения введены ранее.

Следуя работе [12], будем предполагать, что скорость экскреции (γ , год⁻¹) связана следующими функциональными зависимостями с характерными параметрами гидробионтов (17 а,б):

$$\gamma = a_1 L^{-0.75}, \quad (17a)$$

$$\gamma = a_2 W^{-0.25} \quad (17б)$$

где L - длина, см; W - вес, г; параметры a_1 и a_2 зависят от рассматриваемого вещества и трофической принадлежности гидробионтов. Например, для скорости выведения кадмия (стабильного) $a_1 = 6.5$ для рыб, птиц и млекопитающих и $a_2 = 0.59$ для зоопланктона.

Оценку параметра γ также можно получить из соотношения (18):

$$\gamma \approx (-\ln(0.5)/T). \quad (18)$$

где T - период полувыведения радионуклида из организма. По результатам экспериментальных исследований [10] для зоопланктона период полувыведения ¹³⁷Cs примерно равен 1-4 суткам для организмов весом 10-140 мг и размером 5-15 мм.

При выполнении расчетов уровень содержания радионуклидов в воде задается по данным наблюдений, а в фитопланктоне и детрите рассчитывается с помощью коэффициентов накопления (19)

$$CF = x/x_0, \quad (19)$$

где x – концентрация радионуклида в одноклеточных водорослях или детрите, x_0 - концентрация в среде, CF - средний коэффициент накопления радионуклида. Согласно опубликованным в литературе значениям концентрационный фактор для фитопланктона составляет $CF(^{137}\text{Cs}) = 100$, $CF(^{90}\text{Sr}) = 10$.

Для зоопланктона за основу могут быть приняты продукционные характеристики ракообразных. Расчет проводится по модели (16) в предположении, что $dx_z/dt=0$, т.е. концентрация радионуклида довольно быстро достигает насыщения. Для расчета удельной скорости выведения радионуклидов из организмов использована формула (17) при вариациях параметра a_1 в интервале 50-120, что соответствует периоду полувыведения в течение 2-4 суток. Алиментарный путь поглощения обеспечивает 60-90% общего потребления [10]. Для оценки затрат на дыхание может быть использовано соотношение $K2=P/(P+R)$, где $K2=0.26$ [11], а также данные, что удельная годовая продукция для мелкого зоопланктона (менее 3 мм) может быть принята равной 17, для крупного зоопланктона принята равной 2 год^{-1} [13].

Для оценки биомасс, продукционных характеристик и трат на обмен рассматриваемых видов организмов разных трофических уровней применяется расширенная модель трофодинамики.

Для расчета накопления радионуклидов в рыбах-планктофагах в качестве основных объектов выбраны мойва, сайка и атлантическо-скандинавская сельдь, в рыбах-бентофагах - популяция пикши, в хищных рыбах - популяция атлантической трески.

Методы оценки миграции и накопления искусственных радионуклидов в среде и биоте экосистемы Баренцева моря базируются на комплексе компартментальных математических моделей. При разработке методов были выполнены следующие работы:

- разработана модель обмена радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr между водой, взвесью и донными отложениями;
- выполнен анализ литературы и выбраны новые, физически более обоснованные параметризации процессов, учитываемых моделью, в частности, оценка слоя взмучивания донных отложений по характеристикам волнения;
- разработана модель миграции радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr по пищевым цепям;
- сформулированы требования к входным данным для разработанных моделей;
- на базе компартментального подхода выполнено объединение разработанных моделей в комплексную модель для их согласованной работы.

Работа выполнена в рамках ФЦП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технологического комплекса России на 2014-2020 годы», проекта «Разработка методов экосистемного мониторинга заливов и шельфа Баренцева моря и высокоширотной Арктики, сценарного моделирования аварийных ситуаций при транспортировке нефтепродуктов и радиоактивных отходов и экспериментальных технологий их защиты от загрязнения в условиях морского перигляциала» (Уникальный идентификатор прикладных научных исследований (проекта) RFMEFI61616X0073, Соглашение № 14.616.21.0073 от 28.07.2016г.)

Литература

1. Бердников С.В. Разработка и применение математических моделей для прогнозирования изменений гидрохимического режима в устьевых областях и на шельфе северных морей России/ С.В. Бердников // Современные информационные и биологические технологии в освоении ресурсов шельфовых морей. -М.: Наука, 2005. -С. 60-82.
2. Закономерности экосистемных процессов в Азовском море / Г.Г. Матишов, Ю.М. Гаргопа, С.В. Бердников, С.Л. Дженюк.-М.: Наука, 2006. -304 с.
3. Разработка методов комплексного использования современных информационных технологий и математического моделирования для исследования процессов, характеристик и ресурсов Баренцева и Белого морей в условиях влияния климатических процессов и антропогенных факторов: отчет о НИР / Южный федеральный университет; рук. Бердников С.В.; -М.: ВНИИЦ, 2009.- 171с.- Исполн.: А.Е. Цыганкова, Ю.И. Инжебейкин, О.Е. Архипова, В.В. Кулыгин, Л.В. Дашкевич, Л.Д. Немцева, В.В. Сапрыгин, П.А. Бирюков, Ю.М. Сладкова, Н.А. Яицкая, Н.С. Лисунова, О.В. Цыганкова - № госрегистрации 01.2008.53313. - Инв. № 02201052275. 2009.
4. Разработка интегрированной математической модели большой морской экосистемы Баренцева и Белого морей в целях оценки природных рисков и эффективного использования биологических ресурсов: отчет о НИР/ рук. С.В. Бердников; - М. ВНИИЦ, 2012. -210 с. -: А.Е. Цыганкова, О.Е. Архипова, В.В. Селютин и др. - № госрегистрации 01.2011.65651. - Инв. № 02201254971.
5. Барышников Н. Б. Динамика русловых процессов / Н. Б. Барышников, И.В. Попов - Л.: Гидрометеиздат, 1988. - 455 с.
6. Бердников С.В. Математическое моделирование переноса и седиментации техногенных примесей в Азовском море/ С.В. Бердников, О.В. Ивлиева, В.В. Прудникова (Сорокина) // Океанология. - 2001. -Т.41, №6. - С. 805–814.
7. Ржаницин Н.А. Взвешивание наносов турбулентным потоком в условиях волнения / Н.А. Ржаницин // Речная гидравлика и гидротехника. - М.: Изд-во мин. реч. флота СССР, 1952. - С. 28–46.
8. Сорокина В.В. Математическое моделирование терригенного осадконакопления в Азовском море / В.В. Сорокина, С.В. Бердников // Океанология. - 2008. - Т.48, № 3. - С. 456-466.
9. Лаппо Д.Д. Нагрузки и воздействия ветровых волн на гидротехнические сооружения. Теория. Инженерные методы. Расчеты / Д.Д. Лаппо, С.С. Стрекалов, В.К. Завьялов.- Л.: ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева, 1990. - 432 с.

10. Поликарпов Г.Г. Морская динамическая радиохемозология / Г.Г. Поликарпов, В.Н. Егоров.- М: Атомиздат, 1986. -176 с.
11. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию / А.Ф. Алимов. -Л.: Гидрометеоиздат, 1989. -152 с.
12. Jorgensen S.E. Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters / S.E. Jorgensen // International Society of Ecological Modelling.- Copenhagen, Denmark, 1979. - 1162 p.
13. Виноградов М.Е. Экосистема Черного моря / М.Е. Виноградов, В.В. Сапожников, Э.А. Шушкина-М.:Наука, 1992. - 112 с.