

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ПЕРЕНОСА ^{90}Sr И ^{137}Cs В РЕЧНОЙ СИСТЕМЕ «ИСЕТЬ – ТОБОЛ – ИРТЫШ»

А.И. Крышев*, А.В. Носов**

* Научно-производственное объединение «Тайфун», г. Обнинск

** Федеральное государственное унитарное предприятие

«Научно-исследовательский, проектно-конструкторский и изыскательский институт «Атомэнергопроект» (ФГУП «Атомэнергопроект»), г. Москва



Разработана комплексная радиэкологическая модель переноса радионуклидов в речной системе «Исеть – Тобол – Иртыш». Модель состоит из двух взаимосвязанных блоков: расчета миграции радионуклидов в абиотических компонентах реки (вода, донные отложения) и оценки накопления радионуклидов в различных экологических группах рыб. С помощью предложенной модели рассчитаны удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, донных отложениях и рыбе (язь, щука) р. Исеть, Тобол и Иртыш при современных уровнях поступления этих радионуклидов из р. Теча.

ВВЕДЕНИЕ

Основным источником поступления долгоживущих радионуклидов в систему рек «Исеть–Тобол–Иртыш» являются загрязненные воды р. Теча – притока Исети. На протяжении более 55 лет ПО «Маяк», выполняя важную оборонную функцию, сбрасывал в Течу загрязненные радионуклидами сточные воды. За период с 1949 г. в Течу поступило более 76 млн. м³ загрязненных радиоактивными веществами вод, суммарной активностью 100 ПБк (по β -излучателям) [1]. Это повлекло за собой долговременное радионуклидное загрязнение донных отложений и поймы реки. По современным оценкам около 75% поступившей в Течу активности депонировано донным грунтом и болотистой поймой в верховьях реки. Выход (выщелачивание) ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{239}Pu из загрязненных грунтов поймы и донных отложений р. Теча является основным источником загрязнения рек «Исеть–Тобол–Иртыш» долгоживущими радионуклидами на современном этапе. В настоящей работе рассматриваются наиболее важные, в санитарном отношении, радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs . Данные радионуклиды различаются по своим миграционным характеристикам. ^{137}Cs имеет умеренную миграционную способность и характеризуется снижением удельной активности воды реки Теча в 10 раз от источника поступления до устья. В то же время, ^{90}Sr имеет большую подвижность. Его объемная активность в воде на расстоянии 200 км от источника поступления уменьшалась в 3–4 раза, притом, что расход воды в реке (и соответственно разбавление) увеличивается вниз по течению реки. Без такого разбавления содержание ^{90}Sr в воде снижалось бы лишь в 1.5–2 раза [2].

© А.И. Крышев, А.В. Носов, 2005

Исследование радиоэкологического состояния реки Исеть [3] показало, что Исеть не является значительным барьером на пути переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs из Течи в Тобол и Иртыш. Это связано с характеристикой донных отложений Исети, в которых доминируют песчаные грунты. Удельная активность ^{90}Sr в воде реки Тобол значительно увеличивается после впадения Исети [3]. Также для реки Тобол характерны более высокие уровни загрязнения ^{90}Sr в водных организмах, особенно в моллюсках-фильтраторов [4]. Все это свидетельствует о существенном вкладе миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs из системы «Теча–Исеть» в загрязнение Тобола.

Влияние поступления радионуклидов из реки Течи на загрязнение воды и биоты речной системы «Исеть–Тобол–Иртыш» изучено недостаточно. В данной статье распространение ^{90}Sr и ^{137}Cs вниз по течению рек Исеть, Тобол и Иртыш исследуется с помощью методов математического моделирования. Для этого разработана комплексная радиоэкологическая модель миграции радионуклидов в речной системе, включающая 2 взаимосвязанных блока: расчета миграции радионуклидов в абиотических компонентах реки и оценки накопления радионуклидов в водных организмах.

ОПИСАНИЕ МОДЕЛИ

Общая схема перераспределения и миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в экосистеме является типичной для рек умеренного пояса. Радионуклиды, поступившие в водный объект, частично переходят в донные отложения, частично мигрируют вниз по течению, в свою очередь, донные отложения являются источником вторичного загрязнения воды.

Для расчета удельных активностей радионуклидов в воде р. Исеть использовалась стационарная модель переноса радиоактивной примеси в двухмерном однородном потоке. Модель основана на двухмерном уравнении турбулентной диффузии и учитывает взаимодействие радиоактивных веществ между водной массой (раствор, взвесь) и донными отложениями [5, 6]. В ней приняты следующие упрощающие предположения: процесс взаимообмена радиоактивной примеси между водой и донными отложениями пропорционален концентрации радионуклидов в жидкой и твердой фазах; сорбция – десорбция радионуклидов между раствором и твердой фазой считается мгновенной, равновесной и подчиняется линейной изотерме с постоянным коэффициентом распределения; процесс обмена между дном и водной массой происходит в пределах верхнего слоя донных отложений толщиной h ; в объеме воды радиоактивная примесь переносится потоком воды и рассеивается за счет турбулентной диффузии; радиоактивная примесь распределена равномерно по глубине реки и учитывается только поперечная составляющая конвективной диффузии; морфометрические характеристики русла постоянны на всем рассматриваемом участке реки. Общий расход боковых притоков пренебрежимо мал по сравнению с расходом основного русла.

Рассматривая стационарную задачу при постоянном сбросе радиоактивных веществ, в качестве консервативного упрощения будем считать, что коэффициент турбулентной диффузии постоянен и не зависит от координат. В этом случае система уравнений, описывающая перенос радионуклидов в реке ниже источника сброса имеет вид:

$$D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} - kC = 0, \quad (1)$$

с граничными условиями

$$C(0, y_s) = C_0; \quad \frac{\partial C(x, 0)}{\partial y} = 0; \quad \frac{\partial C(x, B)}{\partial y} = 0; \quad (2)$$

где C – объемная активность радионуклида в воде, Бк/м³; x – продольная координата вдоль по течению, м; y – поперечная координата, м; y_s – координата источника сброса, м; B – ширина реки на рассматриваемом участке, м; D_y – коэффициент турбулентной диффузии по оси y , м²/сут; V – средняя скорость течения, м/сут; k – коэффициент, учитывающий механизмы взаимодействия между водной массой и дном реки, а также распад, сут⁻¹. Его значение в стационарных условиях определяется по формуле $k = \lambda_1 - \frac{\lambda_{12}\lambda_{21}}{\lambda_2}$, в которой λ_1 , λ_2 , λ_{12} и λ_{21} – константы переноса, определяющие процессы взаимодействия в системе водная масса – дно реки с учетом распада, сут⁻¹:

$$\lambda_1 = \lambda + \frac{Q}{V} + \frac{U\alpha_{T1}}{H} + \frac{\beta\alpha_{p1}}{H}; \quad \lambda_2 = \lambda + \frac{\alpha_{T2}\vartheta}{h} + \frac{\beta\alpha_{p2}}{h}; \quad \lambda_{21} = \frac{\beta\alpha_{p1}}{h} - \frac{U\alpha_{T1}}{h}, \quad (3)$$

где λ – постоянная радиоактивного распада, 1/сут; U – средняя скорость осаждения взвешенных частиц рассматриваемого размера, м/сут; H – средняя глубина реки на рассматриваемом участке, м; ϑ – коэффициент массопереноса радионуклидов при взмучивании загрязненных донных отложений, м/сут; β – коэффициент диффузионного массопереноса радионуклидов между водой и донными отложениями, м/сут; α_{T1} – доля радионуклида, сорбированного взвешенными частицами; α_{T2} – доля радионуклида, сорбированного твердой фазой эффективного слоя донных отложений; α_{p1} и α_{p2} – доля радионуклида, находящегося в растворенной форме в воде и эффективном слое донных отложений соответственно.

Аналитическое решение уравнения (1) с краевыми условиями (2) для объемной активности радионуклида в воде находится в виде ряда

$$C(x, y) = C_0 \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 x D_y}{B^2 V}\right) \cos\left(\frac{y_s n \pi}{B}\right) \cos\left(\frac{y n \pi}{B}\right) \right] \exp\left(-\frac{kx}{V}\right). \quad (4)$$

В условиях стационарного сброса радионуклидов $C_0 = T/Q$, где T – мощность сброса, Бк/сут; Q – средний расход воды в реке, м³/сут. Формула (4) использовалась для расчета объемной активности ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде и удельной активности этих радионуклидов в донных отложениях р. Исеть ниже впадения р. Теча. При этом р. Теча рассматривалась в качестве точечного, берегового источника загрязнения р. Исети.

Удельная активность радионуклида в донных отложениях может быть рассчитана по формуле

$$Cs(x, y) = \frac{\lambda_{21}}{\lambda_2} C(x, y), \quad (5)$$

где λ_{21} и λ_2 определяются из соотношений (3).

Использовать двухмерную модель на практике целесообразно только в районе действия источника загрязнения (впадения загрязненного притока). Для расчета содержания радионуклидов на более удаленном расстоянии оправдано применение другого подхода: модели поршневого вытеснения, пренебрегающей поперечной дисперсией загрязняющего вещества. Зависимость объемной активности радионуклида в воде от расстояния вниз по течению реки имеет вид

$$C(x) = C_0 \exp(-kx/V), \quad (6)$$

где C_0 оценивается по формуле полного смешения $C_0 = \frac{CQ + C_n Q_n}{Q + Q_n}$, Q и Q_n – расход основной реки и притока соответственно, м³/сут; C и C_n – объемная активность радионуклида в основной реке и в притоке, Бк/м³. Модель поршневого вытеснения была

использована для оценки содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях р. Исеть ниже впадения р. Миасс, а также для рек Тобол и Иртыш.

Входные параметры модели для расчета содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в речной системе «Исеть–Тобол–Иртыш» приведены в табл. 1. Среднегодовые гидрологические характеристики рек Исеть, Тобол и Иртыш на исследуемых участках приведены в табл. 2 [7]. Современные уровни поступления радионуклидов из р. Течи в р. Исеть оценены как $1,85 \cdot 10^{12}$ для ^{90}Sr и $1,85 \cdot 10^{10}$ для ^{137}Cs [8, 9]. Фоновые значения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Исеть до впадения р. Течи приняты равными 82 и 10 Бк/м³, в р. Миасс 30 и 5 Бк/м³ соответственно [3, 10]. Фоновое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Тобола, Иртыша и их притоков принято равным 3 Бк/м³.

Для расчета уровней загрязнения гидробионтов рек Исеть, Тобол и Иртыш применен модельный подход ECOMOD [11–14], адаптированный для экосистем рек Исеть,

Таблица 1

Значения параметров модели переноса радионуклидов в речной системе «Исеть–Тобол–Иртыш»

Параметр	Значение
Коэффициент поперечной диффузии в р. Исеть, м ² /с	0,07
Коэффициент распределения ^{90}Sr между водой и взвесью, м ³ /кг	1,0
Коэффициент распределения ^{90}Sr между поровой водой и твердой фазой донных отложений, м ³ /кг	0,5
Коэффициент распределения ^{137}Cs между водой и взвесью, м ³ /кг	40,0
Коэффициент распределения ^{137}Cs между поровой водой и твердой фазой донных отложений, м ³ /кг	20,0
Объемная масса (песчано-илистых) донных отложений, кг/м ³	1500
Постоянная распада ^{90}Sr , год ⁻¹	0,024
Постоянная распада ^{137}Cs , год ⁻¹	0,023
Средняя толщина обменного слоя донных отложений, м	0,2
Средняя толщина обменного слоя при расчетах загрязнения поймы, м	0,5
Скорость осаждения взвеси характерного размера (0,05 мм), м/сут	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Скорость взмучивания, м/сут	$1,2 \cdot 10^{-2}$
Скорость диффузионного массопереноса ^{90}Sr и ^{137}Cs между водной массой и дном, м/сут	$1,6 \cdot 10^{-3}$

Таблица 2

Исходные гидрологические данные, использовавшиеся для расчетов по модели

Река	Участок речной системы	Расстояние, км	Ширина реки, м	Глубина, м	Расход воды, м ³ /с	Скорость течения, м/с
Исеть	От впадения Течи до впадения Миасса	129	90	1,31	47,0	0,4
	От впадения Миасса до устья	224	120	1,33	64,0	0,4
Тобол	От впадения Исети до впадения Туры	166	160	1,67	107,0	0,4
	От впадения впадения Туры до впадения Тавды	144	230	3,6	418,0	0,5
	От впадения Тавды до устья	116	350	3,9	810,0	0,6
Иртыш	От впадения Тобола до устья	617	600	4,5	2450,0	0,9

Тобол и Иртыш. Методология модели предполагает, что радиоактивный элемент участвует во всех радиоэкологических процессах в паре со своим стабильным аналогом. Удельная активность радионуклидов в водных организмах рассчитывалась в зависимости от скорости роста, метаболизма и рациона гидробионтов. Входными значениями модели являлись средние значения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, рассчитанные по формуле (6). В качестве гидробионтов рассматривались отдельные виды ихтиофауны. Такой выбор неслучаен и связан с тем, что в радиоэкологических исследованиях рыбная пищевая цепочка является определяющей при расчете доз облучения получаемых населением.

Основное уравнение модели для динамики удельной активности радионуклида, накапливаемого рыбой за счет биоассимиляции:

$$\frac{dy}{dt} = -\left(\lambda + \varepsilon_A \frac{W}{M} + \frac{1}{M} \frac{dM}{dt}\right) \cdot y + \sum_i \left(\frac{1}{M} \frac{dM}{dt} + \varepsilon_A \frac{W}{M}\right) \cdot q_i d_i p_i X_i, \quad (7)$$

где y – удельная активность радионуклида в рыбе, Бк/кг; M – масса рыбы, кг; W – скорость метаболизма рыбы, кг/сут; q_i – отношение концентрации стабильного биогенного элемента-аналога в рыбе к концентрации этого элемента в i -м компоненте рациона рыбы; d_i – коэффициент дискриминации радионуклида по сравнению со стабильным биогенным элементом-аналогом при усвоении радионуклида из i -го компонента рациона; p_i – доля i -го компонента в рационе рыбы; ε_A – безразмерный коэффициент пропорциональности между скоростью метаболизма рыбы и скоростью биологического выведения радионуклида; λ – постоянная радиоактивного распада радионуклида, сут $^{-1}$; X_i – удельная активность радионуклида в i -м компоненте рациона рыбы, Бк/кг. Начальное условие: $y(0) = y_0$, где y_0 – удельная активность радионуклида в рыбе (Бк/кг) в начальный момент времени.

Уравнение (7) позволяет вычислять динамику удельной активности радионуклидов в тех тканях, которые являются депонирующими тканями для конкретного радионуклида; для радиоизотопов цезия такой депонирующей тканью являются мышцы, а для радиоизотопов стронция – кости и покровные ткани. Применение такого подхода представляется целесообразным при прогнозировании для временных интервалов, больших, чем несколько суток. Порядок вычисления скорости метаболизма рыб в зависимости от их массы был сформулирован в работах [15, 16]; в работах [12, 13] на основе анализа литературных данных были определены численные значения параметра ε_A : для ^{137}Cs $\varepsilon_A = 0,3 \pm 0,1$, для ^{90}Sr $\varepsilon_A = 0,04 \pm 0,02$. Удельную активность в бентосе, зоопланктоне, водных растениях, служащих кормовой базой для нехищных видов рыб, можно рассчитать, используя постоянные коэффициенты накопления радионуклидов относительно воды. Это упрощение допустимо, т.к. ввиду малых размеров данных кормовых объектов быстро устанавливается равновесие в системе «вода–гидробионт». При расчетах использовались следующие значения коэффициентов накопления ^{90}Sr в корме мирного вида рыб: р. Исеть, бентос 700 ± 400 , водные растения 300 ± 150 ; р. Тобол, бентос 450 ± 200 , водные растения 200 ± 100 ; р. Иртыш, бентос 800 ± 400 , водные растения 500 ± 300 . Коэффициенты накопления ^{137}Cs в корме мирного вида рыб оценены: р. Исеть, бентос 600 ± 300 , водные растения 400 ± 250 ; р. Тобол, бентос 400 ± 200 , водные растения 300 ± 100 ; р. Иртыш, бентос 900 ± 400 , водные растения 650 ± 300 . Различие между коэффициентами накопления радионуклидов в р. Исеть, Тобол и Иртыш обусловлено различием в химическом составе воды этих рек, в том числе концентраций стабильных аналогов радионуклидов (ионов K^+ и Ca^{2+}); например, концентрация Ca^{2+} в воде составляет: в р. Исеть 43,5 мг/л, р. Тобол 76,7 мг/л, р. Иртыш 32,1 мг/л [7].

Таблица 3

Численные значения параметров модели накопления радионуклидов в рыбе

Параметр	Язь	Щука
Параметры роста рыб: M_{\max} , г g , год ⁻¹ τ_0 , год	3500 0,445 8,5	10000 0,438 8,7
Доля разных типов пищи в рационе рыб, p_i Бентос Водные растения Рыба	0,8 0,2 0	0 0 1
Коэффициенты дискриминации ^{90}Sr , d_i рыба (кости) – моллюски (раковина) рыба (кости) – водные растения рыба (хищная) – рыба (мирная)	0,1 ± 0,05 0,25 ± 0,10	– – 0,8 ± 0,2
Коэффициент дискриминации ^{137}Cs в системе «хищная рыба – мирная рыба»	–	1,3 ± 0,2

Оценки равновесных значений удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе рек Исеть, Тобол и Иртыш на различных расстояниях вниз по течению выполнены для двух видов рыб, различающихся по своей экологии – мирный вид (язь) и хищный вид (щука). Численные значения параметров модели, использовавшиеся при расчетах, приведены в табл. 3. В ходе параметризации модели выполнен численный анализ экспериментальных кривых роста язя [17] и щуки [18] в реках Обской речной системы. Зависимости увеличения массы рыб от их возраста аппроксимированы логистической формулой:

$$M = \frac{M_{\max}}{1 + \exp(-g(\tau - \tau_0))}, \quad (8)$$

где M – масса рыбы, г; τ – возраст рыбы, год; M_{\max} , g , τ_0 – эмпирические параметры. Численные значения параметров в формуле (8) для язя и щуки Обской речной системы (табл. 3) определены с помощью компьютерной программы методом наименьших квадратов так, чтобы достичь наилучшего соответствия между расчетной логистической и экспериментальной кривой.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТОВ

Расчетные значения объемной и удельной активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях р. Исеть на участке протяженностью 129 км, между впадением в Исеть рек Теча и Миасс, показаны в табл. 4 и 5. Все расчеты выполнены для условий современных уровней поступления радионуклидов из р. Течи в р. Исеть.

Результаты модельных расчетов объемной и удельной активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях рек Исеть, Тобол и Иртыш в зависимости от расстояния вниз по течению от устья реки Течи представлены в табл. 6. Как показывают модельные оценки, при современном уровне поступления ^{137}Cs с водами р. Течи, содержание этого радионуклида в воде и донных отложениях уже к устью р. Исети снижается до уровней региональных фоновых значений. В то же время, содержание ^{90}Sr в воде реки Тобол превышает фоновые уровни из-за поступления данного радионуклида с водами Исети, особенно на участке реки до впадения Туры.

Расчеты подтвердили известный в научных исследованиях факт, что для ^{90}Sr основным механизмом снижения содержания радионуклида в воде, в отличие от ^{137}Cs является разбавление приточными водами. Значение коэффициента k , учитывающе-

Таблица 4

Расчетная объемная и удельная активность ^{90}Sr в воде (Бк/л) и донных отложениях (Бк/кг сухого веса) на ближнем участке от впадения р. Течи

Расстояние от правого берега, м	Расстояние по р. Исеть ниже впадения р. Течи							
	1 км		5 км		10 км		129 км	
	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг
0	5,7±3,4	1100±390	2,6±1,6	500±170	1,9±1,1	360±130	1,3±0,8	250±90
20	2,6±1,6	510±180	2,2±1,3	430±150	1,7±1,0	330±120	1,3±0,8	250±90
40	0,3±0,2	60±20	1,4±0,8	270±95	1,4±0,8	270±100	1,3±0,8	250±90
60	0,09±0,05	17±6	0,7±0,4	130±45	1,1±0,7	200±70	1,3±0,8	250±90
80	0,08±0,05	16±6	0,3±0,2	64±22	0,8±0,5	160±60	1,3±0,8	250±90

Таблица 5

Расчетная объемная и удельная активность ^{137}Cs в воде (Бк/л) и донных отложениях (Бк/кг сухого веса) на ближнем участке от впадения р. Течи

Расстояние от правого берега, м	Расстояние по р. Исеть ниже впадения р. Течи							
	1 км		5 км		10 км		129 км	
	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг
0	0,07±0,04	1010±350	0,03±0,02	520±180	0,03±0,02	400±140	0,01±0,006	150±50
20	0,04±0,03	540±190	0,03±0,02	470±160	0,03±0,02	380±130	0,01±0,006	150±50
40	0,01±0,006	190±70	0,02±0,01	350±120	0,02±0,01	340±120	0,01±0,006	150±50
60	0,01±0,006	150±50	0,02±0,01	240±80	0,02±0,01	290±100	0,01±0,006	150±50
80	0,01±0,006	150±50	0,01±0,006	190±70	0,02±0,01	250±90	0,01±0,006	150±50

го в принятой модели механизмы обмена радионуклидов между водной массой и дном рек, для ^{90}Sr оказалось примерно в 70 раз меньше, чем для ^{137}Cs . В рамках принятой модели, на ближнем от впадения Течи участке р. Исеть наблюдается существенное различие в уровнях загрязнения воды и донных отложений у правого и левого берега (табл. 4, 5). Ниже по течению расчетное содержание радионуклидов выравнивается по сечению реки.

В соответствии с данными измерений средняя объемная активность ^{90}Sr в воде рассматриваемых рек составляет: в р. Исеть после впадения р. Течи 1,12 Бк/л; в районе с. Мехонское – 1,04 Бк/л; в р. Тобол после впадения р. Исети и до впадения р. Туры – 0,235 Бк/л. Объемная активность ^{137}Cs в воде р. Исеть после впадения р. Течи составляет 0,011 Бк/л, в р. Тобол после впадения р. Исеть 0,003 Бк/л [3]. Таким образом, расчетные значения достаточно хорошо согласуются с имеющимися данными измерений.

Расчетные значения удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в мирном и хищном видах рыб (язь и щука) представлены в табл. 7. Коэффициент накопления ^{90}Sr в костях рыбы из р. Исеть оценен в пределах 50–80, р. Тобол 30–50, р. Иртыш 70–100. Различия в расчетных значениях коэффициента накопления связаны с предположением о зависимости уровней накопления ^{90}Sr от концентрации Ca^{2+} в речной воде. Эта зависимость была подтверждена, в частности, для озер Челябинской области, находящихся на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа [13]. В соответствии с расчетными оценками, удельная активность ^{137}Cs в мышцах язя составляет 0,8–3,2 Бк/кг в Исети, 0,2–0,4 Бк/кг в Тоболе и 0,3–0,7 Бк/кг в Иртыше. Более высокие расчетные значения удельной активности ^{137}Cs в рыбе р. Иртыш по сравнению с р. Тобол, при

Таблица 6

Расчетная объемная и удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде (Бк/л) и донных отложениях (Бк/кг сухого веса) речной системы Исеть–Тобол–Иртыш

Река	Расстояние, км	Пункт	Удельная активность ^{90}Sr		Удельная активность ^{137}Cs	
			Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг	Вода, Бк/л	д.о., Бк/кг
Исеть	56	г. Шадринск	1,32±0,73	254±90	0,016±0,009	241±84
	149	с. Мехонское	0,98±0,54	190±67	0,008±0,005	118±41
	248	с. Исетское	0,97±0,53	188±65	0,004±0,003	63±22
	353	Устье	0,96±0,53	186±65	0,003±0,002	46±15
Тобол	360	Ниже впадения Исети, г. Ялуторовск	0,56±0,31	108±38	0,003±0,002	46±15
	519	Ниже впадения р. Туры	0,14±0,08	28±10	0,003±0,002	46±15
	663	Ниже впадения р. Тавды	0,07±0,04	14±5	0,003±0,002	46±15
Иртыш	779	Ниже впадения Тобола, г. Тобольск	0,03±0,02	4,0±1,4	0,003±0,002	46±15
	1396	Устье, г. Ханты-Мансийск	0,03±0,02	4,0±1,4	0,003±0,002	46±15

Таблица 7

Расчетная удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs (Бк/кг сырого веса) в рыбе, обитающей в реках Исеть, Тобол и Иртыш

Река	Расстояние, км	Пункт	Удельная активность ^{90}Sr		Удельная активность ^{137}Cs	
			Язь, Бк/кг	Щука, Бк/кг	Язь, Бк/кг	Щука, Бк/кг
Исеть	56	г. Шадринск	81±47	68±39	3,2±1,7	4,8±2,5
	149	с. Мехонское	62±36	47±27	1,6±0,8	2,5±1,3
	248	с. Исетское	60±35	46±27	0,8±0,4	1,3±0,7
	353	Устье	58±34	45±26	0,8±0,4	1,3±0,7
Тобол	360	Ниже впадения Исети, г. Ялуторовск	23±13	18±10	0,6±0,3	1,0±0,5
	519	Ниже впадения р. Туры	6,0±3,5	5,0±2,9	0,3±0,16	0,5±0,27
	663	Ниже впадения р. Тавды	3,2±1,7	2,5±1,5	0,3±0,16	0,5±0,27
Иртыш	779	Ниже впадения Тобола, г. Тобольск	2,6±1,5	2,2±1,3	0,5±0,27	0,8±0,4
	1396	Устье, г. Ханты-Мансийск	2,6±1,5	2,2±1,3	0,5±0,27	0,8±0,4

одинаковых входных значениях удельной активности радионуклида в воде, обусловлены предположением о зависимости биоаккумуляции ^{137}Cs в рыбе от концентрации в воде ионов K^+ , которая в Тоболе выше, чем в Иртыше [7]. Удельная активность ^{137}Cs в мышцах щуки выше, что обусловлено эффектом трофических уровней в накоплении радиоизотопов цезия водными организмами, составляя 1,3–5,0 Бк/кг в Исети, 0,4 – 0,7 Бк/кг в Тоболе и 0,5 – 0,9 Бк/кг в Иртыше.

ВЫВОДЫ

Разработана радиоэкологическая модель, состоящая из двух взаимосвязанных блоков – блока расчета миграции радионуклидов в абиотических компонентах реки и блока расчета накопления радионуклидов в водных организмах. Использование модели для оценки радиоэкологического состояния речной системы «Исеть–Тобол–Иртыш», показало перспективность использования такого рода моделей на практике. В результате применения модели были получены расчетные оценки уровней содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в реках не только для традиционно рассматриваемых воды и донных отложений, но также для представителей ихтиофауны. Результаты расчетов достаточно хорошо совпадают с имеющимися результатами измерений.

Блочное построение позволяет детализировать и дополнять радиоэкологическую модель в зависимости от решаемых вопросов и степени полноты их рассмотрения. Действительно, логическим продолжением представленной модели, используемой на примере речной системы «Исеть – Тобол – Иртыш» может быть введение в рассмотрение блоков расчета доз и оценки радиоэкологического риска для населения, участвующего в водопользовании на рассматриваемых реках. В данной работе такая задача не ставилась, вследствие ограниченности объема статьи.

В заключение необходимо отметить, что с применением экологических моделей открываются широкие возможности для комплексного прогнозирования степени загрязнения речных систем и для оценок ущерба от их загрязнения не только в классе радиоактивных веществ, но и для широкого спектра химических веществ – загрязнителей окружающей среды.

Работа выполнена в рамках проекта МНТЦ № 2558 «Радиоэкологический мониторинг рек Тобол и Иртыш. Анализ процессов биогенной миграции радионуклидов и оценка радиационного риска для населения и природной среды».

Литература

1. Мартюшов В. В., Спиринов Д. А., Базылев В. В. и др. Радиоэкологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течи // Экология. – 1997. – № 5. – С. 361-368.
2. Источники радиоактивного загрязнения р. Теча и района расположения Производственного объединения «Маяк», Урал, Россия. Программа по изучению возможного влияния деятельности ПО «Маяк» на радиоактивное загрязнение Баренцева и Карского морей. Совместная Российско-норвежская группа экспертов по изучению радиоактивного загрязнения северных территорий. – Осло, Норвегия, 2000.
3. Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Юшков П. И. и др. Влияние стоков реки Течи на радиоэкологическое состояние реки Исеть // Экология. – 1997. – № 6. – С. 474-477.
4. Паньков И. В., Волкова Е. Н., Козлов А. А., Кузьменко М. И. Современная радиоэкологическая ситуация в реках Западной Сибири // Гидробиологический журнал. – 1998. – Т. 34(2). – С. 64-87.
5. Новицкий М. А. Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле // Метеорология и гидрология. – 1993. – № 1. – С. 80-83.
6. Носов А. В. Использование двумерной стационарной модели миграции радионуклидов для прогноза содержания ^{137}Cs в речной системе Енисея // Атомная энергия. – 2002. – 93(2). – С. 137-143.
7. Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т. 1. Вып. 11: Бассейн Иртыша. – Ленинград, Гидрометеиздат, 1986.
8. Мокров Ю. Г. Оценка поступления стронция-90 в Карское море с водами реки Обь за период с 1949 по 1990 гг. // Вопросы радиационной безопасности. – 1999. – № 3. – С. 26-39.
9. Мокров Ю. Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Теча. Ч. 1. – Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2002. – 176 с.

10. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В. и др. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча–Исеть//Экология. – 2000. – № 4. – С. 248-256.
11. Sazykina T.G. ECOMOD – An ecological approach to radioecological modeling//Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – V. 50(3). – P. 207–220.
12. Kryshev A.I., Ryabov I.N. A dynamic model of ^{137}Cs accumulation by fish of different age classes // Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – V. 50(3). – P. 221-233.
13. Kryshev A.I. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957//Journal of Environmental Radioactivity. – 2003. – V. 64(1). – P. 67-84.
14. Kryshev A.I. Evaluation of the biological transfer of ^{32}P , ^{137}Cs and ^{65}Zn by fish in the Yenisei River // The Science of the Total Environment. – 2004. – V. 322. – P. 191-207.
15. Винберг Г.Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. – Минск: БелГУ, 1956. – 254 с.
16. Ивлев В.Г. Метод вычисления количества пищи, потребляемого растущей рыбой // Биология внутренних водоемов Прибалтики: Труды VII Научной конференции по изучению внутренних водоемов Прибалтики (Петрозаводск, 1959). – М.: АН СССР, 1962. – С. 132-138.
17. Гундризер А.Н., Иоганзен Б.Г., Кривошеков Г.М. Рыбы Западной Сибири. – Томск: ТГУ, 1984. – 122 с.
18. Никонов Г.И. Щука Обь-Иртышского бассейна. – Тюмень: Средне-Уральское изд-во, 1965. – 32 с.

Поступила в редакцию 15.03.2005

ABSTRACTS OF THE PAPERS

УДК 621.039.58

The Development of Specialized Software for Fast Radiation Conditions Analysis and Accident Evolution Forecasting in Case of Nuclear Accident \Yu.M. Volkov, S.T. Leskin, Yu.D. Baranaev, A.I. Voropaev, M.F. Vorotyntsev; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of High Schools. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2005. – 5 pages, 4 illustration. – References, 5 titles.

The article describes an approach for the development of software for fast forecasting of nuclear accident consequences. The system combines the number of previous IPPE developments and models of air transfer of radioactivity. Also, described the method of giving more precise definitions of source of radioactive release using the registrations of automated monitoring system and using the measurements of radioactive conditions exploration. The system integrated with geoinformational system MapInfo using digital maps of territory.

УДК 621.039.53:544.182

Comparative Study of Equilibrium Configurations of Lennard–Jones Cluster Systems \F.I. Karmanov, D.A. Reznichenko; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of High Schools. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2005. – 8 pages, 5 illustrations. – References, 9 titles.

Realization of new multiparameter minimization algorithm based on Monte Carlo Method is considered and its efficiency in comparison with widely used methods of annealing and genetic search is analyzed.

УДК 504.45:546.42

Radioecological Model of ^{90}Sr and ^{137}Cs Transfer in the River System «Iset–Tobol–Irtysh» \A.I. Kryshev, A.V. Nosov; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of High Schools. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2005. – 10 pages, 7 tables. – References, 18 titles.

The complex radioecological model has been developed to describe the radionuclide transfer in the river system «Iset–Tobol–Irtysh». The model consists of two interrelated compartments: evaluation of the radionuclide migration in abiotic components of river (water, bottom sediments) and calculation of the radionuclide bioaccumulation in different ecological groups of fish. Using the model the activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in water, bottom sediments and fish (ide, pike) from the Iset, Tobol and Irtysh Rivers have been evaluated. Calculations have been performed for the current level of the radionuclide release from Techa to Iset River.

УДК 504.45:546.79

Up-to-date Content of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and Tritium in Water of the River System Tobol–Irtysh (from the Iset River Mouth till Confluence with the Ob River) \A.I. Nikitin, V.B. Chumichev, N.K. Valetova, I.Yu. Katrich, A.I. Kabanov, G.E. Dunaev, V.N. Shkuro, V.M. Rodin, A.N. Mironenko, E.V. Kireeva; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of High Schools. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2005. – 9 pages, 4 illustrations, 3 tables. – References, 11 titles.

Data on content of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and tritium in water of the Tobol–Irtysh part of the river system Techa–Iset–Tobol–Irtysh–Ob (through which the radioactive wastes of the Mayak PA are transported) are presented and discussed. Data received in 2004 in frames of the ISTC Project № 2558 «Radioecological monitoring of the Tobol and Irtysh rivers. Study of biogenic transfer of radionuclides and radiation risk assessment for the population and environment».