



УДК 551.464.6.02.001.572 (262.5)

В. Н. Еремеев¹, акад. НАНУ, директор, **С. Г. Демьшев²**, докт. физ.-мат. наук, вед. научн. сотр.,
Т. В. Чудиновских², канд. хим. наук, ст. н. с., **А. С. Запєвалов²**, канд. физ.-мат. наук, ст. н. с.

¹Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского Национальной академии наук Украины,
Севастополь, Украина

²Морской гидрофизический институт Национальной академии наук Украины,
Севастополь, Украина

ИССЛЕДОВАНИЕ РАЗЛИЧНЫХ СЦЕНАРИЕВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ НА ОСНОВЕ МЕТОДОВ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

На основе имитационного численного моделирования анализируются последствия Чернобыльской аварии, а также два сценария гипотетически возможных радиоэкологических катастроф вследствие действия источников на дне и боковых границах бассейна. Для задания начальных и граничных условий в первом случае используются данные натурных наблюдений. Проведен численный анализ эволюции полей концентрации радионуклидов чернобыльского происхождения и их сравнение с данными натурных радиоизотопных наблюдений. Показано, что область высоких уровней загрязнения, обнаруженная в июне 1986 г. у берегов Крыма, сформировалась в результате переноса загрязненных водных масс из восточной части моря. Выполнен анализ возможных последствий утечки радиоактивных веществ из контейнера, расположенного на глубине 2000 м в центральной зоне моря. Показано, что в течение первых двух расчетных лет происходит загрязнение придонного слоя моря. Затем загрязненные воды поднимаются в промежуточные слои. На третьей стадии радиоактивные воды достигают верхнего 100-метрового слоя и интенсивно разносятся по акватории Основным черноморским течением. В случае выноса токсичных веществ дунайскими водами в течение первых пяти месяцев происходит загрязнение северо-западного шельфа. Через 8 месяцев загрязненные воды, распространяясь вдоль западного побережья, достигают прибофторского района. Спустя полтора года загрязнению подвергается вся акватория моря.

Ключевые слова: Черное море, радиоактивные изотопы, загрязнение, имитационное моделирование

В последние десятилетия в радиоэкологических исследованиях Мирового океана преобладает региональная направленность, то есть ориентация на изучение конкретных, потенциально неблагополучных районов. Одним из них является черноморский регион. Черное море, вдоль побережья которого расположены шесть индустриально развитых государств, представляет собой квазизамкнутый бассейн. В него впадают крупнейшие реки Европы, яв-

ляющиеся (наряду с огромным количеством источников загрязнений на суше) непрерывно действующим поставщиком самых различных поллютантов. Увеличение антропогенной нагрузки на этот морской бассейн привело к тому, что его экосистема перестала эффективно справляться с утилизацией поступающих вредных веществ и уже многие годы находится в предкризисном состоянии.

К настоящему времени выполнен достаточно большой объем наблюдений за загрязнением моря различными эвтрофикаторами, нефтепродуктами и их производными, хлорированными углеводородами, тяжелыми металлами и другими потенциально опасными веществами [13]. Радиоактивное загрязнение морской среды также может представлять серьезную опасность. В постчернобыльский период был получен обширный эмпирический материал, который позволил оценить некоторые последствия проникновения антропогенных радионуклидов в экосистему Черного моря. В работах [9, 10, 12, 15, 16, 19, 22, 24] прослеживаются и анализируются результаты такого воздействия и оцениваются ассимиляционные возможности черноморской среды.

Однако далеко не всегда экспериментальные исследования и натурные наблюдения позволяют достаточно полно и оперативно определить масштабы экологической опасности, а также построить ретроспективный, диагностический, а тем более, прогностический сценарий в развитии конкретной чрезвычайной ситуации. Частично преодолеть многочисленные недостатки и несовершенства эмпирических подходов к решению подобного класса задач, связанных с недоопределенностью начальных условий и недостаточной статистической обеспеченностью текущих полей наблюдений, позволяет использование гидродинамических и геобиохимических моделей, а на основе имитационного моделирования возможна реконструкция различных путей поступления загрязнителей в море. Разработанная технологическая схема расчетов позволяет проводить многочисленные эксперименты со всевозможными сценариями развития катастроф. Кроме того, результаты численного моделирования предоставляют исследователям уникальную информационную базу расчетных параметров, непрерывных во времени и пространстве трехмерных полей течений и полей распределения примеси, а также другую сопутствующую информацию, которая может быть ис-

пользована для всестороннего анализа исследуемого явления.

В предлагаемой работе на основе имитационного моделирования проведена реконструкция некоторых сценариев радиоактивного загрязнения вод Черного моря. В одном из численных экспериментов имитировано распространение загрязненных вод как следствие Чернобыльской катастрофы, в двух других – утечки радиоактивных материалов из источника на дне моря и поступления загрязненных дунайских вод в Черное море. Работа обобщает результаты имитационных численных экспериментов по изучению радиоактивного загрязнения Черного моря, которые проводились в Морском гидрофизическом институте НАН Украины после Чернобыльской катастрофы.

Комплексная модель гидрофизических полей и поля концентрации радионуклидов для Черного моря

Уравнение транспорта долгоживущих радионуклидов. Поступающие в море радионуклиды можно рассматривать как пассивную примесь, не оказывающую влияния на термодинамические процессы. При описании эволюции распределения радиоактивных изотопов цезия и стронция, рассматриваемых в наших исследованиях, достаточно учитывать только пути их поступления и радиоактивный распад [3]. Поэтому в общем виде транспорт радионуклидов в водной среде можно описать уравнением:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial Cu}{\partial x} + \frac{\partial Cv}{\partial y} + \frac{\partial Cw}{\partial z} = D + F, \quad (1)$$

где C – концентрация исследуемого изотопа; u, v, w – компоненты поля скорости, которые считаются известными функциями; D – турбулентная диффузия; F – член, описывающий источники поступления и стоки радионуклидов.

Комплексная модель состоит из уравнения (1) и гидродинамической модели [7], на основе которой получен непрерывный по времени и пространству трехмерный вектор

скорости течения. В модели использовались климатические скорости, поскольку восстановление реальной картины течений для анализируемого периода с мая 1986 по май 1987 гг. практически невозможно. Поле скорости получено в результате последовательного усвоения в полной нелинейной модели ежемесячных климатических полей температуры и солености [21].

Поступления радионуклидов из атмосферы и с речным стоком. Авария на Чернобыльской атомной станции в 1986 г. привела к выбросу в атмосферу значительного количества радиоактивных материалов, в состав которых входили более 30 различных радионуклидов с периодами полураспада от нескольких дней (^{131}I , ^{132}Te) до десятков тысяч лет (^{239}Pu , ^{240}Pu). Количественные оценки выброса долгоживущих радионуклидов составили 4% ^{90}Sr и 10-13% ^{137}Cs и ^{134}Cs от активности, накопленной в реакторе к моменту взрыва, что в абсолютном выражении составляет примерно $2,2 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs , $\sim 1,05 \cdot 10^{17}$ Бк ^{134}Cs и $7,1 \cdot 10^{16}$ Бк ^{90}Sr [8].

При построении модели предполагалось, что атмосферные выпадения радионуклидов произошли мгновенно в начальный момент, и в дальнейшем поток из атмосферы равнялся нулю. Основанием для такого задания граничного условия являются данные измерений, свидетельствующие об увеличении на несколько порядков суточного уровня радиоактивных выпадений при прохождении чернобыльского облака [4]. После его прохождения уровень выпадений резко снизился.

При задании условий на боковых границах учитывался вынос радионуклидов с речными водами. Загрязнение водосборного бассейна Днепра значительно выше, чем загрязнение водосборного бассейна Дуная, в связи с этим контроль содержания радионуклидов в днепровских водах проводился более тщательно [18, 26, 27]. Это позволило построить среднемесячную аппроксимацию содержания ^{137}Cs в речной воде. Для Дуная построены среднего-

довые значения концентрации. Отметим, что хотя концентрация радионуклидов в Дунае ниже, чем в Днепре, но расход воды в Дунае в три раза больше, поэтому влияние этих рек на загрязнение моря сопоставимо.

Для остальных рек, водосборные бассейны которых подверглись значительно меньшему загрязнению, концентрация радионуклидов принималась постоянной во времени.

Климатическое поле течений. Крупномасштабный горизонтальный перенос водных масс в поверхностном слое Черного моря определяется Основным черноморским течением (ОЧТ), которое существует во все сезоны года и прослеживается до глубины примерно 500 - 600 м [20]. Расчеты показали, что максимальные скорости наблюдаются зимой. К весне интенсивность ОЧТ несколько ослабевает. В летние месяцы основные черты циркуляции сохраняются, но скорости становятся еще меньше. Увеличивается количество циклонических и антициклонических вихрей. Максимальная скорость наблюдается на северо-западном участке струи ОЧТ. Наиболее четко ОЧТ выражено осенью. Максимальная скорость в струе основного потока наблюдается у западной части Анатолийского побережья. Юго-восточный антициклон присутствует на протяжении лета и осени. Зоны высоких скоростей в течение всего года наблюдаются в районе свала глубин к югу от северо-западного шельфа и около западной части Анатолийского побережья. По своей структуре и порядку величин полученное в модели поле горизонтальных скоростей в поверхностном слое моря хорошо согласуется с данными дистанционного зондирования со спутников [17].

Примечательной чертой придонных течений является существование на протяжении всего года переноса вод из западной части бассейна в восточную. Другая особенность заключается в их внутригодовой изменчивости. Так, циклоническая завихренность, наблюдаемая в центральной части моря зимой,

летом меняется на антициклоническую. Отмеченные особенности глубинной циркуляции находятся в качественном соответствии с результатами работы [7].

Зоны интенсивного подъема и опускания вод расположены по периферии бассейна. Опускание вод наблюдается в районе свала глубин к югу от северо-западного шельфа и около западной части Анатолийского побережья. Подъем вод с наиболее высокими значениями вертикальной скорости имеет место вдоль свала глубин у кавказского побережья. С уменьшением глубины значения вертикальной скорости уменьшаются, но сохраняют знак приблизительно до горизонта 100 м.

Эволюция полей концентрации долгоживущих радионуклидов в Черном море после прохождения чернобыльского облака

Распределение радиоизотопов в поверхностном слое Черного моря после Чернобыльской катастрофы. Первые полномасштабные исследования, охватывающие всю акваторию Черного моря, были выполнены с 12 июня по 4 июля 1986 г. Исследования проводились четырьмя научными центрами независимо друг от друга: Морским гидрофизическим институтом [16] и Институтом биологии южных морей (г. Севастополь, Украина) [24], Институтом экспериментальной метеорологии (г. Обнинск, Россия) [10] и Океанографическим институтом (Вудс-Хол, США) [12]. В общей сложности выполнено более 80 станций, покрывающих практически всю акваторию Черного моря

Сравнение натуральных и модельных результатов проводилось по данным четырех радиоизотопных съемок, полученным в июне, октябре, декабре 1986 г. и в мае 1987 г. В июне 1986 г. наблюдались изменения концентрации ^{137}Cs от 50 Бк/м³ в северо-западной части моря до 720 Бк/м³ в северной части центрального района. На общем фоне загрязнения поверхностных вод Черного моря выделяется область северо-западного шельфа, где в этот период

отмечались наиболее низкие значения концентрации радионуклидов. Причинами этого являются два фактора: во-первых, более низкие уровни выпадений из атмосферы, во-вторых, разбавление загрязненных морских вод более чистыми в этот период речными водами.

Результаты, полученные в октябре 1986 г. [10], показали, что произошло смещение зоны высоких уровней загрязнения из северной части центрального района моря к болгарскому побережью с одновременным уменьшением максимальных значений концентрации радиоизотопов за счет размывания и проникновения в более глубокие слои.

Радиоизотопная съемка в декабре 1986 г. показала, что за 7 месяцев, прошедших с момента поступления радионуклидов в Черное море, произошло значительное сглаживание первоначально пятнистой структуры радиоактивных полей. Увеличение содержания ^{137}Cs в водах южной части моря обусловлено дальнейшим смещением пятна, наблюдаемого ранее сначала у берегов Крыма, затем Болгарии. Максимальные значения концентрации ^{137}Cs уменьшились к этому времени в два раза.

На формирование полей радионуклидов в поверхностном слое моря весной 1987 г. существенное влияние оказали таяние снегов и весенний паводок. Повышение уровней загрязнения верхнего перемешанного слоя моря наблюдалось как в северо-западной части, куда выносятся 75 % речного стока, так и в восточной, где интенсивное снеготаяние привело к выносу в прибрежные воды большого количества радиоизотопов с суши.

Численные эксперименты по идентификации начального положения радиоактивного пятна. В ходе июньской съемки 1986 г., т. е. спустя почти полтора месяца после прохождения радиоактивного облака, к юго-западу от берегов Крыма была обнаружена область высоких уровней загрязнения, в которой содержание ^{137}Cs в морской воде почти в 5 раз превышало среднее значение по акватории. Попытка определить место образования

этого пятна была предпринята в работе [5].

Расчеты проводились при следующих начальных условиях. Предполагалось, что в начальный момент времени радионуклиды равномерно распределены по вертикали в приповерхностном 5-метровом слое. Ниже 5-метрового слоя их концентрация принималась равной нулю. В горизонтальной плоскости в начальный момент область ^{137}Cs задавалась в виде пятна, в центральной зоне которого концентрация составляла 100 усл. ед. и понижалась к периферии.

Было просчитано несколько вариантов с различным начальным положением пятна повышенной концентрации. Критерием оценки достоверности начального положения пятна является соответствие его местонахождения результатам первой съемки (июнь 1986 г.) спустя 30 - 40 сут после образования.

Отметим некоторые особенности эволюции пятна в этот период. Время, необходимое, чтобы пятно достигло области, где оно наблюдалось во время первой съемки, зависит от места его первоначального расположения. При смещении начального положения пятна на восток это время увеличивается. Наблюдается быстрое уменьшение уровня концентрации в поверхностном слое, обусловленное проникновением радионуклидов в более глубокие слои. Установлено, что протяженность пятна в меридиональном направлении не могла быть значительной. В противном случае происходит его разрыв, после чего одна область продолжает смещаться на запад, а вторая начинает перемещаться на восток.

Проведенный анализ позволяет предположить, что наиболее интенсивные выпадения радиоактивных продуктов из атмосферы на акваторию Черного моря произошли в его северо-восточной части вблизи кавказского побережья. Это подтверждается данными исследования радиоактивного загрязнения почвы на территории Европы после Чернобыльской катастрофы [2].

Согласно модельным оценкам, по прошествию 40 сут максимальное содержание радионуклида в верхнем 5-метровом слое составляло 40 % от первоначального. По данным наблюдений, максимальные значения концентрации ^{137}Cs во время первой съемки лежали в пределах от 720 Бк/м³ [16] до 840 Бк/м³ [22]. Отсюда следует, что первоначальные уровни концентрации радионуклида могли достигать значений 1800 - 2100 Бк/м³. Примерно такие уровни концентрации были зафиксированы в поверхностных водах Балтийского моря непосредственно после прохождения Чернобыльского радиоактивного облака [23].

Эволюция радиоактивного пятна. В качестве начальных условий в поверхностном слое было задано поле концентраций ^{137}Cs , построенное по результатам первой съемки (июнь 1986 г.).

Для дальнейшего анализа будем использовать безразмерный параметр

$$q(x, y) = C_m(x, y, z = 0) / C(x, y, z = 0) \quad (2)$$

где C_m – концентрация, полученная в модели; C – концентрация, определенная по данным натуральных измерений.

Сравнение полей концентрации ^{137}Cs в поверхностном слое в июне и октябре 1986 г. показало, что за этот период распределение ^{137}Cs стало более сглаженным. Область высоких концентраций радионуклида сместилась из центральной части моря в западную, а уровни ее максимальных значений понизились практически в два раза.

Как видно из рис. 1а, значительную часть акватории занимают значения $q(x, y)$, лежащие в пределах 0.8 – 1.2. На рисунке эта область ограничена сплошной линией. Полученные на северо-западном шельфе низкие значения $q(x, y)$, вероятно, являются следствием недостаточного количества данных измерений в этом регионе.

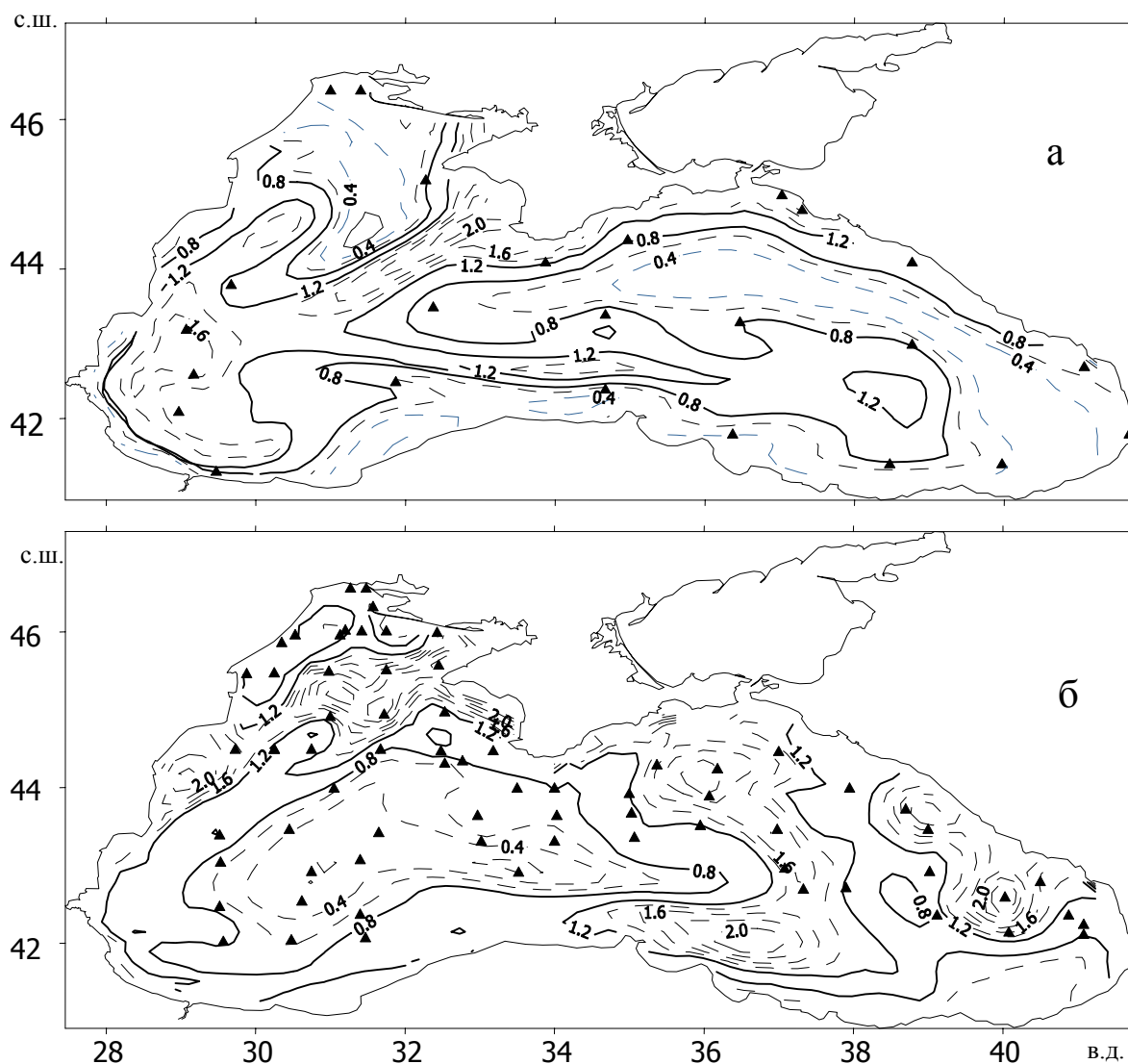


Рис. 1. Сравнение результатов численного эксперимента и данных радиоизотопных съемок (распределение параметра q): а - октябрь 1986 г.; б - декабрь 1986 г. (▲ – точки отбора проб)

Fig. 1. Comparison of the results from the numerical experiment and data from radioisotope surveys (distribution of parameter q): а – October, 1986; б – December, 1986 (▲ – points of sample selection)

Область низких значений $q(x, y)$ в центральной и восточной частях моря можно объяснить отсутствием данных. В этой области изолиния $q(x, y) = 0.8$ практически проходит по радиологическим станциям, что указывает на хорошее соответствие оценок C_m и данных измерений.

По результатам измерений, выполненных в декабре 1986 г., максимальные значения

концентрации ^{137}Cs в районе, примыкающем к проливу Босфор, практически не отличаются от значений, полученных в октябре. В северо-западной части моря отмечено повышение уровня загрязнения поверхностных вод в два раза по сравнению с июнем. Не менее существенные изменения в распределении радиоактивного цезия наблюдались и в восточной части моря. Диапазон изменения концентрации

^{137}Cs в этой части моря находился в пределах от 80 до 160 Бк/м³ [16].

Оценки $q(x,y)$ в этот период в основном лежат в пределах от 0.4 до 2.0 (рис. 16). Низкие значения $q(x,y)$ наблюдаются в центральной области западной половины Черного моря, высокие – у берегов Болгарии, Кавказа и к юго-западу от Крыма. Возможной причиной расхождений оценок $C_m(x,y,z=0)$ и $C(x,y,z=0)$ является завышение рассчитанных в рамках гидродинамической модели значений вертикальной скорости.

В мае 1987 г. значения концентрации ^{137}Cs в поверхностном слое по акватории Черного моря изменялись от 20 до 280 Бк/м³. Особенностью распределения в этот период является значительное уменьшение концентрации радионуклидов в поверхностных водах глубоководной зоны моря, которая не подвержена влиянию речного и берегового стока. В то же время вдоль всей береговой линии, за исключением прибрежных вод Крымского п-ова, наблюдалось повышение содержания радионуклидов, обусловленное смывом с поверхности суши во время таяния снега и весеннего паводка.

Наиболее существенное влияние берегового стока отмечено в прибрежных водах Кавказа, где плотность загрязнения почвы достигала 100 кБк/м² [2]. Влияние выноса ^{137}Cs с речными водами сказалось только в северо-западной части моря. Во время наиболее интенсивного таяния снега весной 1987 г. концентрация ^{137}Cs в водах Днепра, поступающих в Днепро-Бугский лиман, повышалась в 10 – 100 раз [16].

Оценки $q(x,y)$, если исключить область вдоль побережья Турции, где измерения не проводились, в основном имеют значения между 0.8 и 2.0. Некоторое завышение среднего уровня расчетной концентрации радионуклида в поверхностном слое, вероятно, связано с тем, что в зимний период возрастает интенсивность вертикального перемешивания, обусловленно-

го, в первую очередь, штормами, что не было учтено при расчетах. В целом же можно отметить достаточно хорошее соответствие распределения концентрации ^{137}Cs , полученной в результате модельных экспериментов, натурным измерениям.

Сопоставление модельных и измеренных вертикальных распределений ^{137}Cs . Время отбора одной пробы в поверхностном слое на содержание растворенных радионуклидов составляет не менее 2 ч. Оно значительно увеличивается при отборе проб с глубинных горизонтов. Поэтому количество радиоэкологических станций за период одной съемки, как правило, составляет несколько десятков, а количество вертикальных профилей исчисляется единицами.

Введем нормировку, приводящую профиль к безразмерному виду:

$$C^n(z) = C(z)/C(0), \quad (3)$$

где $C(z)$ – концентрация на глубине z ; $C(0)$ – концентрация в поверхностном слое.

В октябре 1986 г. глубина проникновения чернобыльского ^{137}Cs не превышала 30 – 35 м [10] (рис. 2). Эта оценка согласуется с данными измерений, опубликованными в [14]. По модельным расчетам, в слое 20 – 30 м значения параметра $C^n(z)$ в окрестности радиологической станции, где проводились измерения вертикальных профилей концентрации, находились в пределах 0.4 – 0.6, в слое 30 – 50 м они составляли около 0.1.

В мае 1987 г. измерения вертикальных распределений радионуклида были проведены на двух близко расположенных станциях в районе Босфорского пролива [14]. Глубина проникновения чернобыльского ^{137}Cs составила примерно 75 м. По модельным оценкам в районе расположения станций в слое 75 – 100 м $C^n(z) \approx 0.2$, что соответствует результатам натурных измерений.

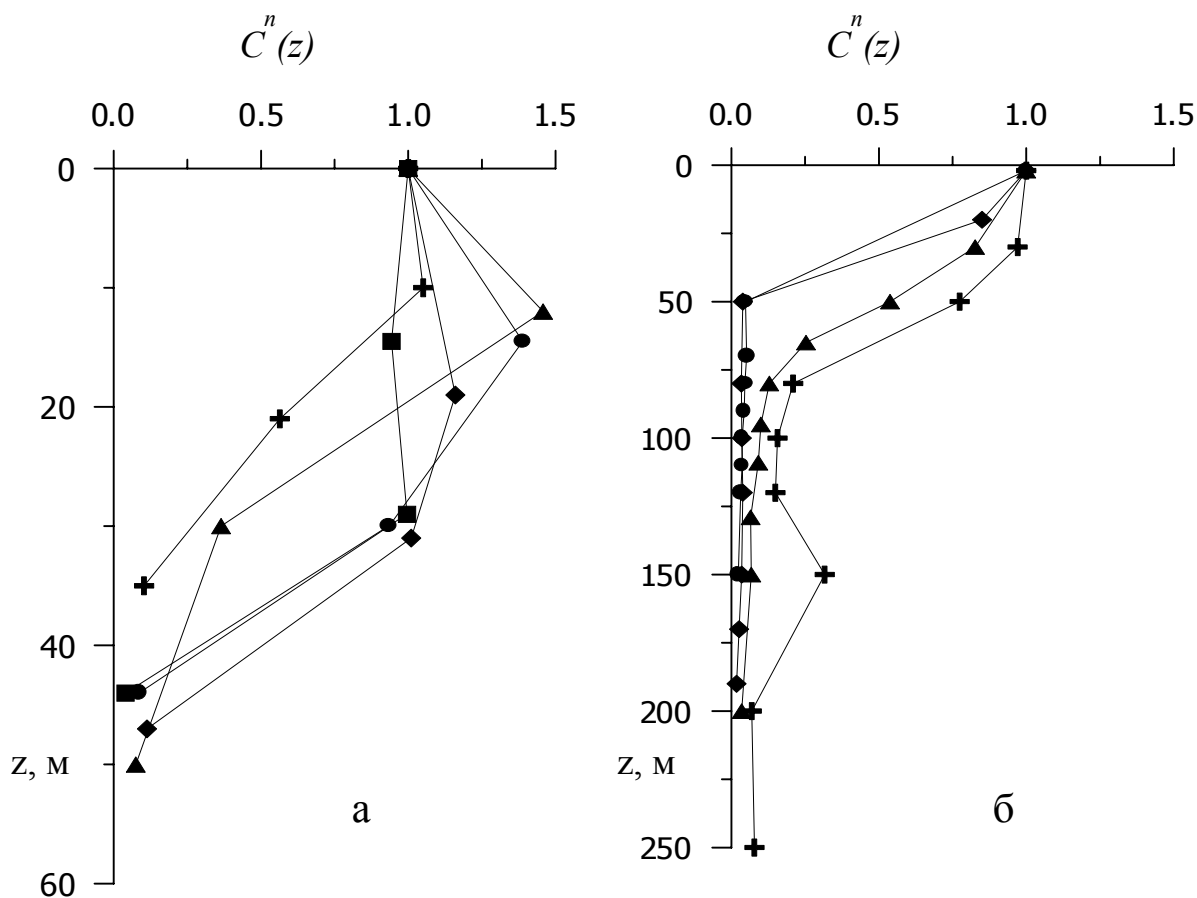


Рис. 2. Вертикальные профили концентрации ^{137}Cs , измеренные: а – октябрь 1986 г; б – сентябрь 1986 г. (символы ● и ◆) и май 1987 г. (▲ и +)
 Fig. 2. Vertical profiles of ^{137}Cs concentration measured in: a – October, 1986; b – September, 1986 (symbols ● and ◆) and May, 1987 (▲ and +)

Сопоставление результатов численных экспериментов с имеющимися данными наблюдений показало, что предложенная модель может использоваться для анализа и оценки распространения загрязнителей, физико-химические свойства которых позволяют рассматривать их как пассивную примесь.

Сценарий распространения загрязнения от источника на дне в глубоководной зоне Черного моря

Впервые предложения об использовании глубоководной части Черного моря в качестве практически "бездонного" хранилища токсичных веществ, на организацию и эксплуатацию которого требуются минимальные

затраты, были высказаны в середине 60-х годов, когда информация о вертикальном водообмене была крайне ограничена.

Для анализа возможных последствий захоронения токсикантов в море был проведен численный эксперимент, в котором на дне Черного моря в его глубоководной части имитировался источник радиоактивного вещества [6]. Предполагалось, что происходит загрязнение долгоживущим изотопом, распад которого за анализируемый период можно пренебречь.

Начальное условие. Контейнер, из которого происходит утечка радиоактивного вещества, находится на глубине 2000 м в цен-

тральной части моря. В начальный момент интегрирования ($t = t_0$) концентрация радионуклидов в боксе (его горизонтальные координаты – (x_R, y_R)), где находится контейнер, принимается за 100 усл. ед. Предполагается, что источник радиоактивности является постоянно действующим и начальный уровень концентрации в данном боксе сохраняется в течение всего времени интегрирования. По всему объему моря, кроме бокса, в котором находится контейнер с радиоактивными веществами, для $t = t_0$ задается однородный радиоактивный фон, который в 1000 раз ниже. Таким образом, начальное условие имеет вид:

$$C(x, y, z) = \begin{cases} 0.1 & \text{при } (x, y, z) \neq (x_R, y_R, H_R) \\ 100 & \text{при } (x, y, z) = (x_R, y_R, H_R) \end{cases}, \quad (4)$$

где $H_R = H(x_R, y_R)$ – глубина моря.

Результаты численного эксперимента.

Результаты расчета позволяют разделить процесс загрязнения вод Черного моря на три фазы. Первая – распространение радиоактивного вещества в придонном 30-метровом слое, вторая – подъем загрязненных вод к поверхности и третья – загрязнение всей акватории моря.

Уровень концентрации радиоактивного вещества в источнике в начальный момент времени отличается от фоновой концентрации на три порядка. Поэтому на начальной стадии интегрирования диффузионные процессы на границе источника должны преобладать над адвективными. Разрыв изолинии указывает на то, что она достигла боковой границы слоя 1995 – 2000 м (рис.3).

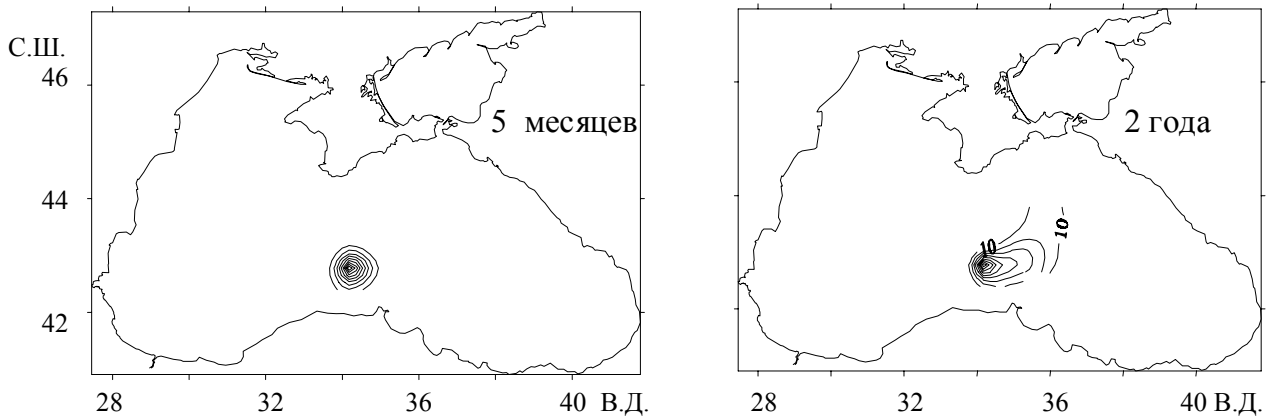


Рис. 3. Распространение загрязнения в придонном слое 1995 – 2000 м
Fig. 3. Spreading of pollution in the near-bottom layer 1995 – 2000 m

Адвективный перенос радионуклидов в придонных слоях Черного моря происходит значительно медленнее, чем в поверхностных. Асимметрия изолиний, вызванная адвективным переносом, проявляется спустя 7 мес. Изолинии сначала вытягиваются в восточном направлении, а затем зона высокой концентрации начинает распространяться на север. По истечении двух лет модельного времени в

придонном слое достигается квазистационарное состояние, на которое накладывается слабая межсезонная изменчивость.

Перенос загрязненных вод в восточную область моря усиливается в летне-осенний период, когда придонные течения носят зональный характер в центральной глубоководной части моря. В феврале – марте перемещение загрязнения в восточном направлении практи-

чески блокируется из-за образования циклонического круговорота в центре моря. Поэтому положение границы зоны высокой концентрации изменяется в течение года.

В течение всего периода модельного времени область высоких концентраций находится в относительно тонком придонном слое. На широтном разрезе, проходящем через бокс с источником, она не поднимается выше 1975 м. Севернее разреза ее граница проходит выше, но и там она не пересекает горизонт 1950 м.

Вторая стадия характеризуется проникновением загрязненных вод в более высокие слои. В нижнем 1000-метровом слое существуют две зоны подъема глубинных вод. Первая и наиболее мощная расположена у кавказского побережья, вторая - к востоку от Крыма. После достижения радиоактивными водами восточного берегового склона (рис. 4) наблюдается их интенсивный и постоянный подъем. Через 6 лет загрязненные воды поднимаются до горизонта 1000 м. На этих глубинах вертикальный перенос преобладает над горизонтальной адвекцией, поэтому на протяжении всего анализируемого периода область наибольшей концентрации оказывается прижатой к береговому склону. Через 8 лет загрязненные воды достигают глубины 40 м. Другая область загрязненных вод формируется в нижнем 200-метровом слое у восточных берегов Крыма

Третья стадия характеризуется загрязнением верхнего 500-метрового слоя и дальнейшим распространением радиоактивных вод по всему объему моря. Механизм загрязнения верхних и нижних слоев имеет существенные отличия. В приповерхностном 100-метровом слое процесс загрязнения начинается с момента попадания радиоактивных веществ в область интенсивного горизонтального переноса, который преобладает над вертикальным. При этом главную роль играет ОЧТ. Пространственная структура распределения концентрации на этих глубинах носит довольно регулярный характер, соответствующий струйному

течению. Максимальные значения наблюдаются в стрежне течения. В отдельные сезоны значения концентраций в стержне ОЧТ и на его периферии различаются в 2 раза. Сезонная изменчивость проявляется в увеличении концентрации зимой и ее уменьшении летом.

На глубинах от 60 до 120 м пространственное распределение концентрации отличается от ее структуры в верхнем 50-метровом слое. В поле скорости на этих глубинах отчетливо наблюдаются антициклонические вихри, которые расположены около Крыма, Кавказа и Анатолийского побережья. Часть загрязненных вод, которые переносятся ОЧТ, захватывается в центральную часть этих вихрей. В результате максимум концентрации наблюдается в зависимости от сезона в области антициклонического вихря либо к востоку, либо к западу от Крыма.

Как отмечалось, в структуре вертикальных скоростей существует две постоянные зоны опускания – на свале глубин в районе северо-западного шельфа и у западной части Анатолийского побережья. После того, как в верхнем 100-метровом слое загрязненные воды достигают этих областей, начинается их опускание. Существует глубина (~200 м), начиная с которой загрязнение вод происходит преимущественно вследствие двух механизмов – переноса радиоактивных вод ОЧТ и их опускания с вышележащих горизонтов.

На глубинах 200 – 300 м формируется пятно загрязненных вод к востоку от Крыма, непосредственно не связанное с переносом ОЧТ. Его образование свидетельствует о постоянном присутствии в этой области антициклонической завихренности. Пространственная структура распределения концентрации на этих глубинах носит еще более нерегулярный характер, по сравнению с вышележащими слоями. Видимо, большая нерегулярность является результатом захвата загрязненных вод антициклоническими вихрями и двойственного механизма загрязнения вод на этих глубинах.

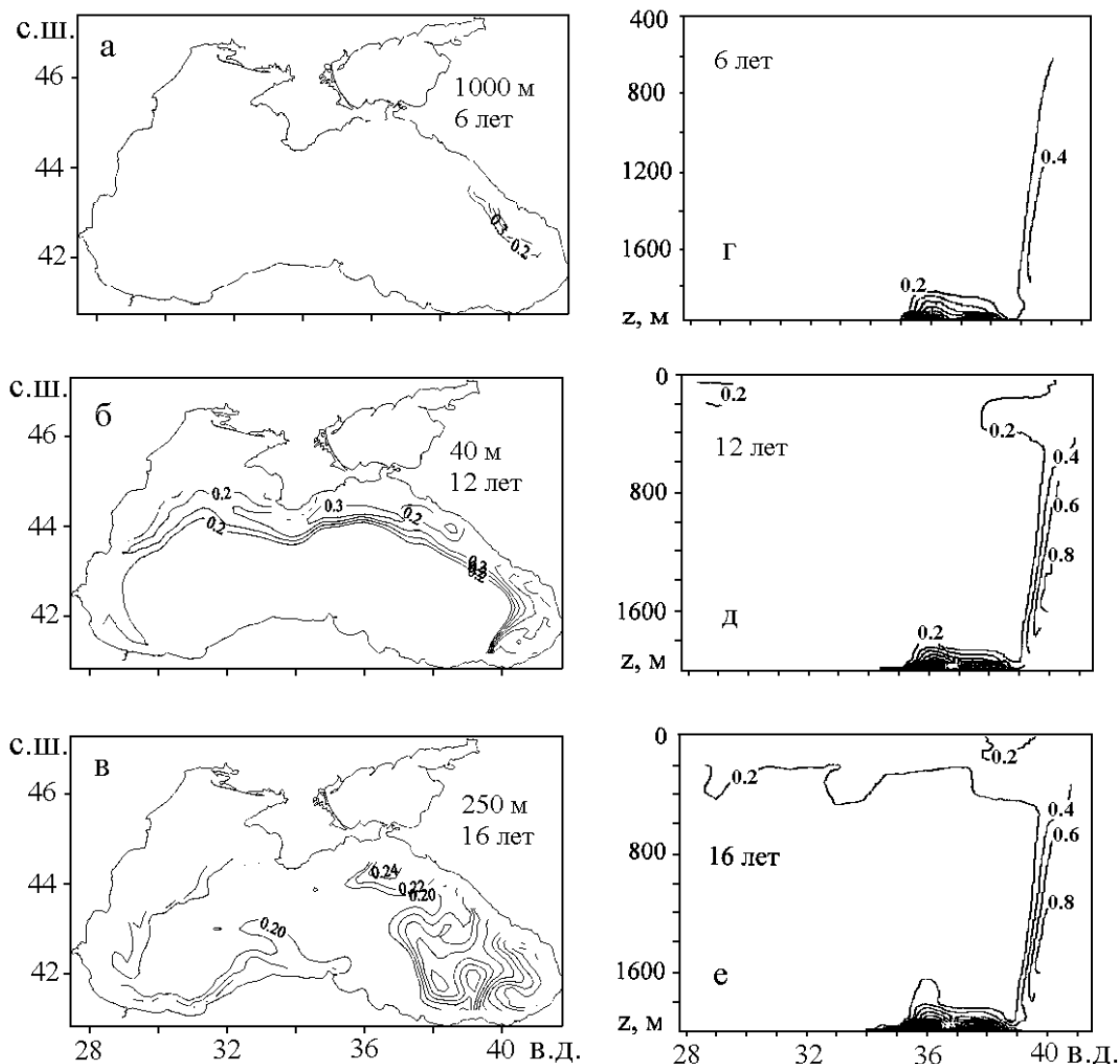


Рис. 4. Подъем загрязненных вод в верхние слои моря. Горизонтальное (а, б, в) и вертикальное (Г, д, е) на разрезе по 42°59' с.ш. распределение концентрации радионуклидов
 Fig. 4. Upwelling of polluted waters into upper layers of the sea. Horizontal (a, b, c) and vertical (d, e, f) on 42°59' N section distribution of radionuclide concentration

Увеличение концентрации в слое 400 – 900 м происходит как в результате горизонтального переноса глубинными течениями "радиоактивных" вод от восточного свала глубин, так и вследствие их непосредственного опускания.

В слое 1000 – 1900 м загрязнение вод происходит не только в результате указанных выше причин, но и вследствие подъема "ра-

диоактивных" вод в крымском секторе акватории.

К концу второго года модельного времени загрязненные воды в придонном слое достигают восточного материкового склона Крымского п-ова, где присутствует постоянная глубинная зона апвеллинга. До 1200 м его роль в загрязнении примерно сопоставима с эффектом от опускания радиоактивных вод. С

глубиной влияние крымской зоны подъема возрастает. Уже на 1400 м загрязнение в основном происходит за счет подъема радиоактивных вод у кавказского и крымского материковых склонов.

Достоверность данного сценария развития событий определяется, главным образом, адекватностью между реальными и модельными значениями вертикальных и горизонтальных скоростей. Поскольку использовались климатические скорости течений, то полученные результаты являются климатической оценкой последствий распространения токсичных веществ от источника на дне моря.

Загрязнение Черного моря в результате аварийного выброса радиоактивных веществ в воды Дуная

Имитируемая ситуация. Моделируется ситуация, когда в результате катастрофы на одной из атомных станций, расположенных на территории водосборного бассейна Дуная, в его воды попали радиоактивные вещества. Предполагается, что авария произошла 1 мая, и что загрязнение произошло долгоживущим изотопом. В начальный момент времени концентрация радиоактивных веществ в устье Дуная в 100 раз превышает фоновый уровень в море, равный 10 усл. ед. Со временем она снижается по линейному закону и спустя год достигает фонового уровня, после чего остается неизменной. Для всех остальных рек концентрация задается равной 10 усл. ед.

Результаты численного эксперимента. Весной циркуляция на северо-западном шельфе имеет антициклонический характер, поэтому в начальный период выносимые из Дуная радиоактивные вещества переносятся в северо-восточном направлении. Это приводит к тому, что в первые пять месяцев загрязнение не выходит за пределы северо-западного шельфа. Максимальный уровень загрязнения в 50 раз превосходит фоновый уровень до катастрофы.

С изменением характера циркуляции начинается вынос радионуклидов с северо-

западного шельфа. На 240-е сутки модельного времени пятно загрязненных вод вытягивается вдоль западного побережья, достигая прибофорского района (рис. 5а). Максимальная концентрация радионуклидов в этом пятне на порядок превышает доаварийный уровень. В южной части следа концентрация не превышает 20 % от максимальной.

Выносимые с северо-западного шельфа радионуклиды попадают в ОЧТ и начинают быстро разноситься по всей акватории, при этом их концентрация быстро снижается (рис. 5б). Высокие уровни концентрации сохраняются только в районе, прилегающем к устью Дуная.

Спустя полтора года радиоактивное загрязнение оказывается довольно равномерно «размазанным» по всему морю. Практически на всей акватории отклонения от доаварийного уровня не превышают его более чем в два раза. Исключением является только относительно небольшой участок северо-западного шельфа, где превышение равно 5.

Процесс проникновения радионуклидов в глубину начинается тогда, когда загрязненные воды выносятся за пределы северо-западного шельфа и попадают в зону опускания в районе континентального склона. Спустя 400 сут концентрация на горизонте 25 м достигает 30 усл. ед. Дальнейшее проникновение происходит значительно быстрее. Спустя 500 сут на горизонте 50 м загрязненной оказывается значительная зона, вытянутая вдоль юго-западного побережья. Опускание загрязненных вод происходит вдоль континентального склона.

Заключение. 1. На основе натуральных наблюдений и имитационных численных экспериментов рассчитаны три сценария последствий радиоактивного загрязнения Черного моря. Для анализа результатов расчетов использованы данные нескольких радиоизотопных съемок, наблюдений за выпадениями радионуклидов из атмосферы и их выносом с речными водами. **2.** Показано, что наиболее

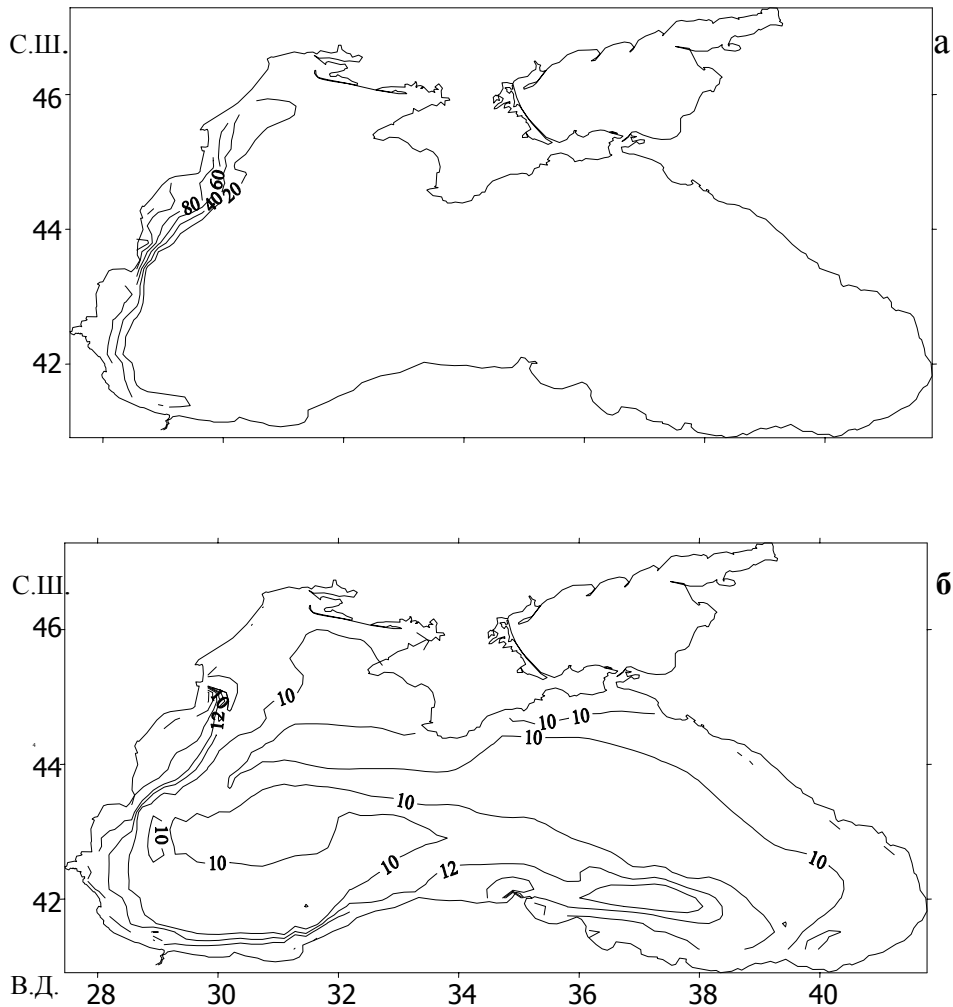


Рис. 5. Распределение концентрации радионуклидов в поверхностном слое моря: а – на 240 сут.; б – на 330 сут.

Fig. 5. Distribution of radionuclides concentration in the surface layer of the sea: a – in 240 days; b – in 330 days

интенсивные выпадения чернобыльских радиоактивных продуктов из атмосферы происходили в юго-восточной части моря, примыкающей к кавказскому побережью. Область высоких уровней загрязнения, обнаруженная в июне 1986 г. у берегов Крыма, сформировалась в результате переноса загрязненных водных масс из восточной части моря. **3.** Сравнение результатов моделирования и натурных наблюдений полей радионуклидов показало возможность использования климатических скоростей, отображающих крупномасштабные черты трехмерной циркуляции Черного моря.

В продолжение первого года модельного времени наблюдается удовлетворительное соответствие результатов расчетов данным наблюдений. **4.** Проведен анализ возможных последствий утечки радиоактивных веществ из контейнера, лежащего на глубине 2000 м в центральной зоне около южной границы моря. Получен сценарий загрязнения Черного моря, который можно разделить на три этапа. В первые два года (первая стадия) происходит загрязнение придонного слоя моря. В силу преобладающего восточного переноса радиоактивное загрязнение достигает материкового

склона кавказского побережья. На второй стадии загрязненные воды поднимаются в промежуточные слои моря. Формируются две зоны подъема, обусловленные структурой поля течений: вдоль материкового склона в восточной части моря и около Крыма. На третьей стадии радиоактивные воды достигают верхнего 100-метрового слоя и попадают в ОЧТ, что приводит к быстрому загрязнению этого слоя. Механизм горизонтального переноса является основным при распространении загрязнения в верхнем 100-метровом слое. После достижения загрязненными водами западной половины бассейна они попадают в зоны опускания. Таким образом, сначала по всей акватории загрязняется верхний 300-метровый слой (примерно за 18 лет), затем нижележащие слои. **5. Расчет возможных последствий аварии на территории водосборного бассейна Дуная**

ритории водосборного бассейна Дуная показал, что в первые пять месяцев интенсивно загрязняется северо-западного шельф. Через 8 месяцев загрязненные воды, распространяясь вдоль западного побережья, достигают прибрежного района. Спустя полтора года загрязнение покрывает всю акваторию моря. Последствия катастрофы будут наблюдаться на протяжении нескольких лет. Загрязнение глубинных слоев происходит в результате опускания радиоактивных вод в областях даунвеллинга (свал глубин вдоль северо-западного шельфа, западной части Анатолийского побережья и в центре моря).

Работа выполнена при поддержке Научно-технологического центра на Украине (проекты № 1547 и № 1745).

1. *Альтман Э. Н., Кумыш Н. И.* Многолетняя и внутригодовая изменчивость баланса пресных вод Черного моря // Труды ГОИН. – Л.: Гидрометеиздат. – 1986. – **176**. – С. 3 - 18.
2. Атлас загрязнения Европы цезием после аварии на Чернобыльской атомной станции: Международное научное сотрудничество по последствиям Чернобыльской аварии (1991 – 1995) / Заключительный отчет EUR 16542 EN.– Люксембург: Офис по официальным публикациям Европейской Комиссии 1996.
3. *Громов В. В., Москвин А. И., Сапожников Ю. А.* Техногенная радиоактивность Мирового океана. – М.: Энергоатомиздат. – 1985. – 272 с.
4. *Демьшев С. Г., Запелалов А. С., Кубряков А. И., Чудиновских Т. В.* Анализ формирования и трансформации поля ^{137}CS в Черном море после аварии на ЧАЭС / Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: сборник научных трудов. – Севастополь: МГИ НАНУ, 2001. – С. 28 – 34.
5. *Демьшев С. Г., Запелалов А. С., Кубряков А. И., Чудиновских Т. В.* Эволюции поля концентрации долгоживущих радионуклидов в Черном море после прохождения чернобыльского облака // Метеорология и гидрология. – 2001. – **10**. – С. 49 - 61.
6. *Демьшев С. Г., Запелалов А. С., Чудиновских Т. В., Ментц Д. У.* Моделирование возможных последствий захоронения токсичных веществ в глубоководной зоне Черного моря // Метеорология и гидрология. – 2003. – **3**. – С. 64 - 74.
7. *Демьшев С. Г., Коротаяев Г. К.* Численная энергосбалансированная модель бароклинных течений океана с неравным дном на сетке C / Численные модели и результаты калибровочных расчетов течений в Атлантическом океане. – М.: Наука, 1992. – С. 163 – 231.
8. *Егоров В. Н., Поликарпов Г. Г., Освас И.* и др. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую ядерную аварию в отношении долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs // Морск. экол. журн. – 2002. – **1**. – С. 5 - 15.

9. *Еремеев В. Н., Батраков Г. Ф., Земляной А. Д.* Пространственная и временная изменчивость поля радиоактивности Черного моря. / Комплексные океанографические исследования Черного моря. – Киев: Наук. думка. – 1980. – С. 189 - 198.
10. *Никитин А. И., Мединец В. И., Чумичев В. Б.* и др. Радиоактивное загрязнение Черного моря вследствие аварии на Чернобыльской АЭС по состоянию на октябрь 1986 г. // Атомная энергия. – 1988. – **65**, 2. – С. 134 - 137.
11. *Поликарпов Г. Г., Бисслер К. О., Кассо С. А.* и др. Вынос ^{90}Sr в 1986 – 1990 гг. с водами Днепра в Черное море // Водные ресурсы. – 1993. – **20**, 3. – С. 387 - 390.
12. Черное море. – **3**. Современное состояние загрязнения вод Черного моря. – Севастополь, 1996. – 213 с.
13. Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis / UN Publ. Sales. – 1997. – No E.97.III.B.15. – 142 p.
14. *Buesseler K. O., Casso S. A., Hartman M. C., Livingston H. D.* Determination of fission-products and actinides in the Black Sea following the Chernobyl accident // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 1990. – **138**, 1. – P. 33 - 47.
15. *Buesseler K. O., Livingston H. D., Casso S. A.* Mixing between oxic and anoxic waters of the Black Sea as traced by Chernobyl cesium isotopes // Deep-Sea Research. – 1991. – **38**, Suppl. 2. – P. 725 - 745.
16. *Egorov V. N., Polinec P. P., Polikarpov G. G.* et al. ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications // J. Environment Radioactivity. – 1999. – **43**. – P. 137 - 155.
17. *Eremeev V. N., Chudinovskikh T. V., Batrakov G. F.* Artificial radioactivity of the Black Sea. / UNESCO reports in mariner science. – 1993. – **59**. – UNESCO. – Paris. – 95 p.
18. *Ginzburg A. I., Kostianoy A. G., Soloviev D. M., Stanichny S. V.* Remote sensing coastal/deep-basin water exchange processes in the Black Sea surface layer / Satellites, Oceanography and Society / Ed. D. Halpern. – Elsevier Science B.V. – 2000. – P. 273 – 287.
19. *Kanivets V., Voitsekhovitch O., Khristchuk B.* Riverine transport of Cs-137 and Sr-90 into the Black Sea after Chernobyl accident (data analysis and methodological aspects of monitoring) / Proc. Symp. Marine Pollution. – IAEA. – 1999. – P. 44 – 52.
20. *Kanivets V., Voitsekhovitch O.* et al. The post-Chernobyl budget of Cs-137 and Sr-90 in the Black Sea // J. Environmental Radioactivity. – **43**. – 1999. – P. 121 – 135.
21. *Knysh V. V., Demyshev S. G., Korotaev G. K., Sarkisyn A. S.* Four-dimensional climate of the Black Sea seasonal circulation // Russian J. Numerical Analysis and Mathematical Modelling. – 2001. – **16**, 5. – P. 409 – 426.
22. *Kulebakina L. G., Polikarpov G. G.* Radioecological monitoring of the Black Sea basin following the Chernobyl NPS accident / Proc. Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl – Luxembourg, 1 – 5 October 1990. – Luxembourg, Report EUR 13754. – 1990. – **II**. – P. 607 – 648.
23. *Nies H.* The radioactive contamination of the Baltic Sea during the years 1983 – 1987 and its radiological consequences // Dutch Hydrogr. Z. – 1988. – **41**, N. 1. – P. 39 – 41.
24. *Polikarpov G. G., Kulebakina L. G., Timoshchuk V. T., Stokozov N. A.* Sr-90 and Cs-137 in surface waters of the Dnieper River, the Black Sea and the Aegen Sea in 1987 and 1988 // J. Environment Radioactivity. – 1991. – **13**. – P. 25 – 38.
25. *Polikarpov G. G., Livingston H. D., Kulebakina L. G.* et al. Inflow of Chernobyl ^{90}Sr to the Black Sea from the Dnepr River // Estuarine, Coastal and Shelf Science. – 1992. – **34**. – P. 315 – 320.

Поступила 20 декабря 2003 г.

Investigation of different scenarios of radioactive pollution of the Black Sea waters on the base of imitation modeling. V. N. Eremeev, S. G. Demyshev, T. V. Chudinovskikh, A. S. Zapevalov. On the base of imitation numerical modeling consequences of the Chernobyl accident are analyzed as well as two scenarios of hypothetically possible radioecological catastrophes resulting from activity of sources on the bottom and lateral boundaries of the basin. To set initial and boundary conditions in the first case, in situ data are used. Numerical analysis of evolution of Chernobyl radionuclides concentration fields and their comparison to in situ radioisotope data are done. It is shown that the area of high pollution levels found in June 1986 near the coast of Crimea resulted from transfer of contaminated water masses from the East part of the sea. Analysis of possible consequences resulting from escape of radioactive matters from a container located at 2000 m depth in the central area of the sea is accomplished. It is shown that for the first two modeling years pollution of the near bottom layer of the sea is taking place. Then contaminated waters rise into intermediate layers. At the third stage radioactive waters reach the upper 100 m layer and are carried intensively throughout the basin by the main Black Sea current. In the case of toxic matters output with Danube waters, for the first five months pollution of the Northwestern shelf is taking place. In eight months contaminated waters spreading along the Western coast reach the near Bosphorus region. One and a half years later the entire sea basin is polluted.

Key words: Black Sea, radioactive isotopes, pollution, imitation modeling

Дослідження різних сценаріїв радіоактивного забруднення вод Чорного моря на основі імітаційного моделювання. В. М. Єремєєв, С. Г. Дьомішев, Т. В. Чудіновських, О. С. Запечалов. На основі імітаційного чисельного моделювання аналізуються наслідки Чорнобильської аварії, а також два сценарії гіпотетично можливих радіоекологічних катастроф внаслідок дії джерел на дні і бічних межах басейну. Для завдання початкових і граничних умов в першому випадку використовуються дані натурних спостережень. Проведений чисельний аналіз еволюції полів концентрації радіонуклідів чорнобильського походження і їх порівняння із даними натурних радіоізотопних спостережень. Показано, що область високих рівнів забруднення, виявлена у червні 1986 р. біля берегів Криму, сформувалася в результаті перенесення забруднених водних мас із східної частини моря. Виконаний аналіз можливих наслідків витоку радіоактивних речовин із контейнера, розташованого на глибині 2000 м у центральній зоні моря. Показано, що у перебігу перших двох розрахункових років відбувається забруднення придонного шару моря. Потім забруднені води підіймаються в проміжні шари. На третій стадії радіоактивні води досягають верхнього 100-метрового шару та інтенсивно розносяться по акваторії основною чорноморською течією. У разі винесення токсичних речовин дунайськими водами протягом перших п'яти місяців відбувається забруднення північно-західного шельфу. Через 8 місяців забруднені води, розповсюджуючись уздовж західного узбережжя, досягають прибосфорського району. Через півтори роки забрудненню піддається вся акваторія моря.

Ключові слова: Чорне море, радіоактивні ізотопи, забруднення, імітаційне моделювання.