Исследование процессов переноса, диффузии и трансформации радиоактивных примесей, поступающих в атмосферу при авариях на объектах энергетики

Г. В. Муратова, М. В. Глушанин
Южно-Российский региональный центр информатизации ЮФУ, Ростов-на-Дону, Россия
e-mail: muratova@rsu.ru, mig29m@rambler.ru

Представлены результаты численной реализации математической модели распространения радиоактивных примесей в атмосфере, типичной для района расположения Волгодонской АЭС. Модель учитывает конвективный перенос, турбулентную диффузию, эмиссию, сухое оседание и трансформацию радиоактивных примесей.

Ключевые слова: перенос, диффузия, трансформация, сухое оседание, аэрозольные и газообразные радионуклиды.

Введение

Прогнозирование распространения загрязнений в воздушной среде давно стало актуальной задачей больших городов и крупных промышленных регионов. Кроме того, в настоящее время сильно возрос научно-практический интерес к математическому моделированию процессов загрязнения атмосферы радиоактивными элементами в районах атомных электростанций. Особенно активизировалось это направление в последнее время, когда начались строиться и вводиться в эксплуатацию новые атомные электростанции.

Данная задача — одна из центральных проблем современной физики атмосферы. Для ее решения используется математическое моделирование изменчивости газового и аэрозольного состава атмосферы. С помощью математического моделирования также возможно оценить влияние атмосферных примесей на окружающую среду. Атмосфера представляет собой сложную динамическую систему, в которой протекают различные динамические и физико-химические процессы. Эти процессы обусловлены как атмосферной циркуляцией, так и трансформацией газовых и аэрозольных примесей. Основные механизмы — это химические и фотохимические реакции, протекающие в газовой и жидкой фазах, а также кинетические процессы формирования и эволюции аэрозолей. Все эти процессы взаимосвязаны, и поэтому их целесообразно рассматривать в рамках единой модели. В зависимости от пространственно-временного масштаба этих процессов используются модели различной степени детализации.

1. Постановка задачи и численная реализация

Загрязняющие вещества (примеси) могут присутствовать в атмосфере в газообразной форме или в виде аэрозолей. Аэрозоли представляют собой жидкие или твердые частицы небольших размеров, взвешенные в воздухе. В зависимости от размеров и визуального эффекта присутствия аэрозоли называют золой, пылью, дымом, дождем, моросью, фогом, туманом (табл. 1) [1]. По однородности размеров частиц аэрозоли разделяют на моно- и полидисперсные. Размер частиц аэрозолей лежит и в основе их классификации. Они подразделяются:

1) на высокодисперсные (размер частиц менее 0.1 мкм);
2) на среднедисперсные (размеры частиц от 0.1 до 1 мкм);
3) грубодисперсные (размер частиц более 1 мкм).

Частицы аэрозолей находятся в постоянном броуновском движении, интенсивность которого увеличивается с уменьшением размеров частиц. Загрязняющие вещества в атмосфере могут изменять свое состояние. Конденсация газов может приводить к образованию аэрозолей и, наоборот, газы могут образовываться в результате испарения частиц аэрозолей. В процессе броуновского движения частицы аэрозолей могут сталкиваться друг с другом и слипаться. В результате образуются новые, более крупные, частицы. Этот процесс называется коагуляцией. Радиоактивные вещества могут попадать в атмосферу как в форме газов, так и в виде аэрозолей. К газообразным примесям относятся радиоактивные инертные газы, тритий, оксиды и сульфиды радиоактивного углерода, пары радиоактивного йода. Другие радиоактивные вещества, как правило, попадают в атмосферу в виде аэрозолей [2].

Математическая модель распространения радиоактивных веществ в атмосфере состоит из двух частей, одна из которых описывает динамику среды, а другая — непосредственное распределение пассивных неконсервативных примесей при уже определенном поле скоростей.

Подстилающая поверхность считается плоской, так как в рассматриваемом регионе отсутствуют сколько-нибудь значимые орографические неоднородности. Высота верхней границы расчетной области отсчитывается от подстилающей поверхности. Исходными данными для математического моделирования служат данные, получаемые с метеостанций, расположенных внутри расчетной области. Метеостанции определяют скорость и направление анемометрического и геострофического ветра, высоту верхней границы свободной атмосферы, интенсивность влажного осаждения и другие физические величины, которые могут изменяться в пространстве и во времени, при этом их значения предполагаются известными только в точках расположения метеостанций

Таблица 1. Классификация атмосферных примесей [1]

Тип примеси	Характеристика
Зола (грит)	Крупные твердые частицы более 76 мкм
Пыль	Твердые частицы размером более 1 и менее 76 мкм
Дым	Твердые частицы диаметром менее 1 мкм
Дождь	Жидкие частицы диаметром более 400 мкм
Морось	Жидкие частицы размером более 100 и менее 400 мкм
Фог	Жидкие частицы размером более 10 и менее 100 мкм
Туман	Жидкие частицы размером менее 10 мкм

в начальные моменты метеоэпизодов (промежутков времени, через которые снимаются измерения). Значение скорости ветра в узле сетки на высоте анемометра определяется значением скорости ветра на ближайшей метеостанции. Для вычисления вертикального профиля ветрового поля используются эмпирические формулы следующего вида:

$$u(x,y,z) = u_0(x,y)\left(\frac{z}{h_{\text{а}}}\right)^m,$$

$$v(x,y,z) = v_0(x,y)\left(\frac{z}{h_{\text{а}}}\right)^m,$$

где u_0, v_0 — горизонтальные компоненты скорости ветра $\mathbf{v}$ на высоте анемометра, м/с; $h_{\text{а}}$ — высота анемометра, м; m — показатель степени, зависящий от стратификации, значения его даны в табл. 2. Для экстраполяции остальных физических величин на всю рассматриваемую область используется способ, предложенный в работе [3].

Математическая модель переноса пассивных радиоактивных примесей в атмосфере [4 – 6] основывается на нестационарном трехмерном уравнении турбулентной диффузии для средних значений объемных активностей A_V в прямоугольных декартовых координатах. Так как число Маха M << 1, то можно полагать, что плотность воздуха постоянна ($\rho = \mathrm{const}$) и среда несжимаема ($\operatorname{div}\mathbf{v} = 0$). Таким образом, в области

$$\Omega_t = \overline{\Omega}[0,T], \quad \overline{\Omega} = \{x \in [0, L_x],\ y \in [0, L_y],\ z \in [0, L_z]\},$$

где ось x направлена на юг, ось y — на восток, а ось z — вертикально вверх, уравнение, описывающее конвективный перенос, турбулентную диффузию, эмиссию, гравитационное оседание и трансформацию (радиоактивный распад) i-й радиоактивной примеси из N (где N — количество рассмотренных примесей) в атмосфере в системе декартовых координат можно представить в следующем виде:

$$\frac{\partial A_V^i}{\partial t} + u\frac{\partial A_V^i}{\partial x} + v\frac{\partial A_V^i}{\partial y} + (w - w_g)\frac{\partial A_V^i}{\partial z} -$$

$$- \frac{\partial}{\partial x}\left(K\frac{\partial A_V^i}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial y}\left(K\frac{\partial A_V^i}{\partial y}\right) - \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial A_V^i}{\partial z}\right) + \lambda^i A_V^i = Q_{up}^i, \quad i = \overline{1,N}, \quad (1)$$

где A_V^i — объемная активность i-й компоненты радиоактивной примеси, Бк/м^3; u, v, w — компоненты вектора скорости ветра $\mathbf{v} = \mathbf{v}(u,v,w)$, м/с; w_g — скорость гравитационного оседания радиоактивной примеси, м/с; K — коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии, м^2/с; K_z — коэффициент вертикальной турбулентной диффузии, м^2/с; λ^i — постоянная радиоактивного распада i-й компоненты примеси, с$^{-1}$; Q_{up}^i — функция эмиссии приподнятых источников, Бк/(м$^3 \cdot$ с).

Т а б л и ц а 2. Зависимость эмпирического показателя степени m от стратификации в формуле для вычисления вертикального профиля ветра

Класс атмосферной стабильности	A	B	C	D	E	F	G
m	0.08	0.165	0.215	0.31	0.405	0.43	0.44

Начальные условия имеют вид

$$A_V^i(x,y,z,0) = A_{V\,begin}^i(x,y,z).$$

Краевые условия на границе области $\partial\Omega$ ставятся следующим образом. На свободной границе они имеют вид

$$\frac{\partial A_V^i}{\partial x} = 0 \quad \text{при } x = 0, x = L_x,$$

$$\frac{\partial A_V^i}{\partial y} = 0 \quad \text{при } y = 0, y = L_y,$$

$$\frac{\partial A_V^i}{\partial z} = 0 \quad \text{при } z = L_z.$$

Их физический смысл заключен в беспрепятственном проникновении загрязнений сквозь границу [3].

Краевые условия на подстилающей поверхности следует подбирать исходя из анализа физических процессов [7], происходящих на этой поверхности. Достаточно общим краевым условием на подстилающей поверхности при $z = 0$ является условие

$$K_z \frac{\partial A_V^i}{\partial z} + w_g A_V^i = \gamma A_V^i + Q_{down}^i \quad \text{при } z = 0,$$

где γ — коэффициент поглощения примеси поверхностью, характеризующий взаимодействие радиоактивной примеси с подстилающей поверхностью, м/с; Q_{down}^i — функция эмиссии наземных источников, Бк/(м$^2 \cdot$ с). Для общности мы допускаем здесь наличие гравитационного оседания со скоростью w_g, приводящего к добавлению к вертикальному турбулентному потоку примеси $-K_z \frac{\partial A_V^i}{\partial z}$ потока $-w_g A_V^i$. Случай $\gamma = 0$ соответствует "отражению" примеси от стенки, случай $\gamma = \infty$ — "поглощению" примеси, а случай $0 < \gamma < \infty$ — промежуточной ситуации частичного отражения и частичного поглощения.

Для вычисления коэффициента вертикальной турбулентной диффузии K_z используется эмпирическая формула [8]:

$$K_z(z) = \begin{cases} \dfrac{z}{h} K_z(h), & z < h, \\ K_z(h), & h \le z \le H, \\ 1 + (K_z(h) - 1)\exp(H - z), & z > H, \end{cases}$$

где h — высота приземного слоя атмосферы, м; H — высота верхней границы пограничного слоя атмосферы, м; $K_z(h)$ — значение коэффициента вертикальной турбулентной диффузии на высоте h, м^2/с.

Коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии K вычисляется по эмпирической формуле [3]:

$$K = \sigma_\Theta^2 \max(0.5, |\mathbf{v}|) H,$$

где σ_Θ — угол горизонтальной флуктуации направления ветра, рад; $\mathbf{v}$ — скорость ветра, м/с.

Значения h, H, $K_z(h)$ и σ_Θ зависят от стратификации атмосферы и определяются по табл. 3 в точках расположения метеостанций, а затем интерполируются на всю расчетную область.

Т а б л и ц а 3. Зависимость физических величин и эмпирических параметров от стратификации атмосферы [9]

Класс атмосферной стабильности	A	B	C	D	E	F	G
$\sigma_\Theta, ^\circ$	25	20	15	10	5	2.5	1.7
H, м	2000	1500	1000	750	300	250	250
h, м	250	250	150	150	150	100	100
$K_z(h)$, м^2/с	160	100	70	15	5	1.5	0.13

Важным фактором, влияющим на поведение аэрозолей в атмосфере, является гравитационное оседание. Оно приводит к очищению атмосферы и загрязнению подстилающей поверхности. Скорость оседания частиц примеси под действием силы тяжести зависит от их размеров и плотности, а также от вязкости и плотности воздуха. Характер движения частиц определяется числом Рейнольдса [10]:

$$\mathrm{Re} = \frac{\rho r_p |\mathbf{v}|}{\mu},$$

где ρ — плотность воздуха, кг/м^3; r_p — радиус частицы, м; $\mathbf{v}$ — скорость ветра, м/с; μ — динамическая вязкость воздуха, кг/(м $\cdot$ с).

Для мелких частиц, когда $\mathrm{Re} < 1$, скорость оседания w_g определяется по формуле Стокса:

$$w_g = \frac{2}{9}\frac{(\rho_p - \rho)g}{\mu} r_p^2,$$

где ρ_p — плотность частиц, кг/м^3; g — ускорение свободного падения, м/с^2.

Для частиц, имеющих большие размеры ($\mathrm{Re} > 1$), скорость падения может быть вычислена с помощью следующего выражения [11]:

$$w_g = \frac{2}{9}\frac{(\rho_p - \rho)g}{\mu} r_p^2 \left(1 + \frac{3}{16}\mathrm{Re}\right).$$

Изменение поверхностной активности A_S^i i-й радиоактивной примеси на подстилающей поверхности вследствие гравитационного оседания и радиоактивного распада определяется с помощью уравнения

$$\frac{\partial A_S^i}{\partial t} + \lambda^i A_S^i = \gamma A_{V_0}^i,$$

где A_S^i — поверхностная активность i-й радиоактивной примеси, Бк/м^2; γ — коэффициент поглощения примеси поверхностью, характеризующий взаимодействие радиоактивной примеси с подстилающей поверхностью, м/с; $A_{V_0}^i$ — объемная активность i-го радионуклида на высоте $z = 0$, Бк/м^3. Коэффициент поглощения примеси поверхностью γ зависит от свойств подстилающей поверхности.

В области $\overline{\Omega}$ вводится равномерная по всем направлениям разностная сетка $\overline{\Omega}_h = \Omega_h \cup \Gamma_h$ с векторным параметром $h = (h_x, h_y, h_z)$, где h_x, h_y, h_z — соответствующие шаги сетки. Здесь Ω_h — множество внутренних узлов сетки, а Γ_h — множество граничных узлов. Все ячейки равномерной сетки имеют форму прямоугольных параллелепипедов:

$$\overline{\Omega}_h = \Big\{(x_i, y_j, z_k),\ x_i = ih_x,\ y_j = jh_y,\ z_k = kh_z,$$
$$i = \overline{0, N_x},\ j = \overline{0, N_y},\ k = \overline{0, N_z},\ N_x = \frac{L_x}{h_x},\ N_y = \frac{L_y}{h_y},\ N_z = \frac{L_z}{h_z}\Big\}.$$

Пусть $\overline{\Omega}_\tau = \{t_n = n\tau_n,\ n = \overline{0, N_t},\ t_0 = 0,\ t_{N_t} = T\}$ — произвольная сетка на отрезке $0 \le t \le T$ с шагами $\tau_n = t_{n+1} - t_n$. В разностной схеме отнесем переменные к вершинам ячеек сетки. Приближенное решение ищется в виде сеточной функции дискретных аргументов $\varphi^n_{i,j,k} = \varphi(x_i, y_j, z_k, t_n)$, которая считается приближенным значением проекции искомой функции $A_V(x_i, y_j, z_k, t_n)$.

При численном моделировании распространения радиоактивных примесей предъявляются дополнительные требования к конечно-разностным аппроксимациям уравнения (1) и методам их решения [12]. Так как объемная активность по физическому смыслу — неотрицательная величина, целесообразно использовать так называемые монотонные схемы, позволяющие получать неотрицательные решения. При построении вычислительного алгоритма для уравнения, которое получается после перехода к безразмерным переменным в уравнении турбулентной диффузии (1), воспользуемся методом расщепления по физическим процессам и на каждом малом интервале времени $[t_n; t_{n+1}]$ длиной τ_n используем схему, состоящую из трех этапов [12].

1. Перенос примеси по траекториям:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + u\frac{\partial \varphi}{\partial x} + v\frac{\partial \varphi}{\partial y} + (w - w_g)\frac{\partial \varphi}{\partial z} = 0. \tag{2}$$

2. Турбулентная диффузия примесей:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} = Q_{up} + \frac{\partial}{\partial x}\left(K\frac{\partial \varphi}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K\frac{\partial \varphi}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial \varphi}{\partial z}\right). \tag{3}$$

3. Радиоактивный распад:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \lambda\varphi = 0. \tag{4}$$

Для решения уравнений на каждом этапе воспользуемся методом расщепления по пространственным переменным. *На первом этапе* применяем нелинейную монотонную явную схему Ван Лира [12], которая аппроксимирует полученное дифференциальное уравнение со вторым порядком точности по пространственным переменным и по времени. Первый этап — один из основных в процессе переноса. Для простоты изложения рассмотрим основной элемент схемы на примере одномерного уравнения

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + u\frac{\partial \varphi}{\partial x} = 0, \tag{5}$$

полученного из (2) с помощью расщепления по пространственным переменным. Запишем для него конечно-разностную аппроксимацию, обладающую свойством монотонности.

В качестве примера нелинейных разностных схем решения уравнения переноса (5) рассмотрим монотонную схему, разработанную Ван Лиром и основанную на нелинейной схеме Фромма, которая аппроксимирует исходное дифференциальное уравнение со вторым порядком точности по пространственным переменным и по времени. Идея схемы

Фромма заключается в использовании того известного факта, что решение уравнения переноса по схеме Лакса—Вендроффа, имеющего вид

$$\varphi^{j+1} = L(r)\varphi^j, \quad r \le 1 \ (r \text{ — число Куранта}), \tag{6}$$

"отстает" по времени от решения дифференциальной задачи. Заметим, что при $r = 1$ схема абсолютно точна. Переход с j-го на $(j+1)$-й уровень можно осуществить, предварительно пройдя по характеристике с $r = 1$, а затем двигаясь по времени назад, т. е. осуществив следующее преобразование:

$$\tilde{\varphi}^{j+1} = L(r-1)L(1)\varphi^j. \tag{7}$$

Ясно, что в этом случае $\tilde{\varphi}^{j+1}$ будет опережать на шаг по времени решение дифференциальной задачи. Если в качестве решения взять полусумму решений (6) и (7), то фазовая ошибка существенно будет уменьшена. Таким образом, схема, предложенная Фроммом, имеет вид

$$\varphi^{j+1} = \frac{1}{2}\left(L(r) + L(r-1)L(1)\right)\varphi^j. \tag{8}$$

Прежде чем построить монотонную схему на основе (8), представим в развернутом виде конечно-разностную аппроксимацию (6) и (7):

$$\varphi_1{}_i^{j+1} = \varphi_1{}_i^j - r\Delta_{i-1/2}\varphi_1^j - \frac{r}{2}(1-r)\left(\Delta_{i+1/2}\varphi_1^j - \Delta_{i-1/2}\varphi_1^j\right), \tag{9}$$

$$\varphi_2{}_i^{j+1} = \varphi_2{}_i^j - r\Delta_{i-1/2}\varphi_2^j - \frac{r}{2}(1-r)\left(\Delta_{i-1/2}\varphi_2^j - \Delta_{i-3/2}\varphi_2^j\right), \tag{10}$$

где φ_1, φ_2 — решения задач (9) и (10) соответственно, и

$$\Delta_{i-1/2}\varphi = \varphi_i - \varphi_{i-1}.$$

Рассмотрим класс монотонных схем, решения которых удовлетворяют следующему условию:

$$0 \le \frac{\varphi_i^{j+1} - \varphi_i^j}{\varphi_i - \varphi_{i-1}} \le 1.$$

Если специальным образом выбирать соответствующие управляющие функции, то удается построить монотонную версию схемы для (9) и (10).

Выбирая ориентацию сеточного шаблона в зависимости от знака функции u_i, получим схему, состоящую из двух выражений:

если $u_i \ge 0$, то

$$\begin{aligned}\varphi_i^{j+1} = \varphi_i^j - \alpha_1 r\Delta_{i-1/2}\varphi^j - \alpha_2\frac{r}{4}(1-r)\left(\Delta_{i+1/2}\varphi^j - \Delta_{i-3/2}\varphi^j\right) +\\ + \alpha_3\frac{r}{4}(1-r)\left[S(\zeta_i)\left(\Delta_{i-1/2}\varphi^j - \Delta_{i+1/2}\varphi^j\right) - S(\zeta_{i-1})\left(\Delta_{i-1/2}\varphi^j - \Delta_{i-3/2}\varphi^j\right)\right],\end{aligned} \tag{11}$$

а при $u_i < 0$

$$\begin{aligned}\varphi_i^{j+1} = \varphi_i^j - \alpha_1 r\Delta_{i+1/2}\varphi^j - \alpha_2\frac{r}{4}(1+r)\left(\Delta_{i+3/2}\varphi^j - \Delta_{i-1/2}\varphi^j\right) +\\ + \alpha_3\frac{r}{4}(1+r)\left[S(\zeta_{i+1})\left(\Delta_{i+3/2}\varphi^j - \Delta_{i+1/2}\varphi^j\right) - S(\zeta_i)\left(\Delta_{i+1/2}\varphi^j - \Delta_{i-1/2}\varphi^j\right)\right],\end{aligned} \tag{12}$$

где $r = \dfrac{\tau_n}{h_x}\max|u_i|$ — число Куранта, $\Delta_{i-3/2}\varphi = \varphi_{i-1} - \varphi_{i-2}$, $\Delta_{i-1/2}\varphi = \varphi_i - \varphi_{i-1}$, $\Delta_{i+1/2}\varphi = \varphi_{i+1} - \varphi_i$, $\Delta_{i+3/2}\varphi = \varphi_{i+2} - \varphi_{i+1}$,

$$S(\zeta_i) = \frac{|\Delta_{i+1/2}\varphi| - |\Delta_{i-1/2}\varphi|}{|\Delta_{i+1/2}\varphi| + |\Delta_{i-1/2}\varphi|}, \quad S(\zeta_{i-1}) = \frac{|\Delta_{i-1/2}\varphi| - |\Delta_{i-3/2}\varphi|}{|\Delta_{i-1/2}\varphi| + |\Delta_{i-3/2}\varphi|},$$

$$S(\zeta_{i+1}) = \frac{|\Delta_{i+3/2}\varphi| - |\Delta_{i+1/2}\varphi|}{|\Delta_{i+3/2}\varphi| + |\Delta_{i+1/2}\varphi|}.$$

В данном случае слагаемые в квадратных скобках представляют собой разности третьего порядка, поэтому не нарушают точности аппроксимации второго порядка в линейных членах.

Схема (11), (12) устойчива, если $r = \dfrac{\tau_n}{h_x}\max|u_i| \le 1$. При $\alpha_1 = 1$, $\alpha_2 = \alpha_3 = 0$ получаем схему Годунова. При $\alpha_1 = \alpha_2 = 1$, $\alpha_3 = 0$ получаем немонотонную консервативную схему Фромма (второго порядка). При $\alpha_1 = \alpha_2 = \alpha_3 = 1$ получаем монотонную схему Ван Лира (второго порядка).

На втором этапе полученное в ходе расщепления уравнение (3) решается неявной схемой двуциклического покомпонентного расщепления [12]:

$$\begin{gathered}\frac{\varphi^{j+\alpha/6} - \varphi^{j+(\alpha-1)/6}}{\tau_n t/2} + \frac{1}{2}\left(\Lambda_\alpha^h \varphi^{j+\alpha/6} + \Lambda_\alpha^h \varphi^{j+(\alpha-1)/6}\right) = 0, \quad \alpha = 1,2; \\ \frac{\varphi^{j+4/6} - \varphi^{j+2/6}}{\tau_n t} + \frac{1}{2}\left(\Lambda_3^h \varphi^{j+4/6} + \Lambda_3^h \varphi^{j+2/6}\right) = 0; \\ \frac{\varphi^{j+(7-\alpha)/6} - \varphi^{j+(6-\alpha)/6}}{\tau_n t/2} + \frac{1}{2}\left(\Lambda_\alpha^h \varphi^{j+(7-\alpha)/6} + \Lambda_\alpha^h \varphi^{j+(6-\alpha)/6}\right) = 0, \quad \alpha = 2,1,\end{gathered} \tag{13}$$

где

$$\Lambda_1\varphi = -\frac{\partial}{\partial x}\left(K\frac{\partial\varphi}{\partial x}\right), \quad \Lambda_2\varphi = -\frac{\partial}{\partial y}\left(K\frac{\partial\varphi}{\partial y}\right), \quad \Lambda_3\varphi = -\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial\varphi}{\partial z}\right).$$

Численная схема (13) имеет второй порядок точности по пространственным переменным и времени.

На третьем этапе полученное в ходе расщепления уравнение (4) представляет собой однородное линейное обыкновенное дифференциальное уравнение, решение которого имеет вид

$$\varphi^{n+1} = \varphi^n \exp(-\lambda\tau_n).$$

2. Вычислительные эксперименты

2.1. Программный комплекс RAD

На основе построенных моделей авторами статьи создан программный комплекс RAD (RADiation), позволяющий проводить оперативные расчеты распространения загрязнения в воздушной среде. Разработанный программный комплекс включает следующие модули: модуль ввода начальных данных, расчетный модуль, база данных с системой управления, модуль визуализации результатов расчетов. При помощи расчетного модуля вычисляется поле объемной активности радиоактивной примеси в атмосфере для различных моделируемых ситуаций. В базе данных хранятся все необходимые параметры, используемые в вычислительных экспериментах, данные о загрязняющих радиоактивных примесях и о проведенных вычислительных экспериментах. Модуль визуализации позволяет представить результаты расчетов в удобном для восприятия графическом виде.

Программа RAD создана с помощью среды разработки Eclipse IDE (версия 3.2), объектно-ориентированного языка программирования Java и библиотек классов платформы Java Platform, Standard Edition. С помощью программного комплекса RAD выполнен ряд вычислительных экспериментов, моделирующих различные штатные и нештатные ситуации работы АЭС.

2.2. Результаты расчетов

С помощью программного комплекса RAD, реализующего описанную выше модель, проводились вычислительные эксперименты для различных входных данных модели: скоростей ветра, коэффициентов горизонтальной и вертикальной диффузии, видов загрязняющих веществ.

Вычислительный эксперимент 1. В качестве области моделирования был выбран прямоугольный параллелепипед размером $60 \times 60 \times 2$ км. Шаг по времени вычислялся автоматически из условия устойчивости явной схемы Ван Лира. Горизонтальные шаги регулярной сетки $h_x = h_y = 600$ м, по вертикали $h_z = 50$ м. Размер сетки $101{\times}101{\times}41$. Рассматривался мгновенный точечный источник загрязнения, находящийся в центре области моделирования, высота которого равна 100 м. Класс атмосферной стабильности — D (нейтральная). Направление ветра — юго-восточное, скорость ветра — 7 м/с. В качестве загрязняющих веществ были взяты благородные радиоактивные газы ^{85}Kr, ^{87}Kr, ^{41}Ar, ^{133}Xe, ^{135}Xe, для которых проведены вычислительные эксперименты. Для газообразных примесей скорость гравитационного оседания w_g и вертикальная компонента скорости ветра равны 0. Для ядерных реакторов типа ВВЭР в газообразных выбросах доля благородных радиоактивных газов ^{133}Xe (период полураспада 5.24 сут.) и ^{135}Xe (период полураспада 9.08 ч) составляет 72.0 и 13.2 % соответственно [13]. Результаты вычислительных экспериментов, моделирующих ситуацию залпового выброса ^{133}Xe из точечного источника общей активностью $3.7 \cdot 10^{13}$ Бк, представлены на рис. 1.

Распределение объемной активности ^{133}Xe в рассматриваемой области, полученное в результате расчетов, с помощью аналитических формул может пересчитываться в значения радиационного фона, для которого проводятся измерения.

Вычислительный эксперимент 2. Моделируется аварийный выброс, случившийся 6 апреля 1993 года на радиохимическом заводе (РХЗ) Сибирского химического комбината (СХК) [14, 15]. В результате повреждения технологического оборудования и взрыва газов были разрушены конструкции здания и произошел выброс загрязняющих веществ через вытяжную трубу с эффективной высотой выброса 150 м и через развал стены высотой 15 м. В разных источниках [14 – 16] приводятся различные значения суммарной активности выброса (от 400 до 680 Ки). Анализ проб почвы [14, 15] позволил установить следующий радионуклидный состав выброса, %: ^{95}Zr — 20, ^{95}Nb — 42, ^{103}Ru — 2, ^{106}Ru — 35, 1 % составили ^{94}Nb, ^{137}Cs, ^{51}Cr, ^{125}Sb. Выброс и последующее распространение радиоактивных веществ в атмосфере происходили при юго-западном ветре с изменениями направления от 190 до 220° и скорости 8–13 м/с, осадков в момент

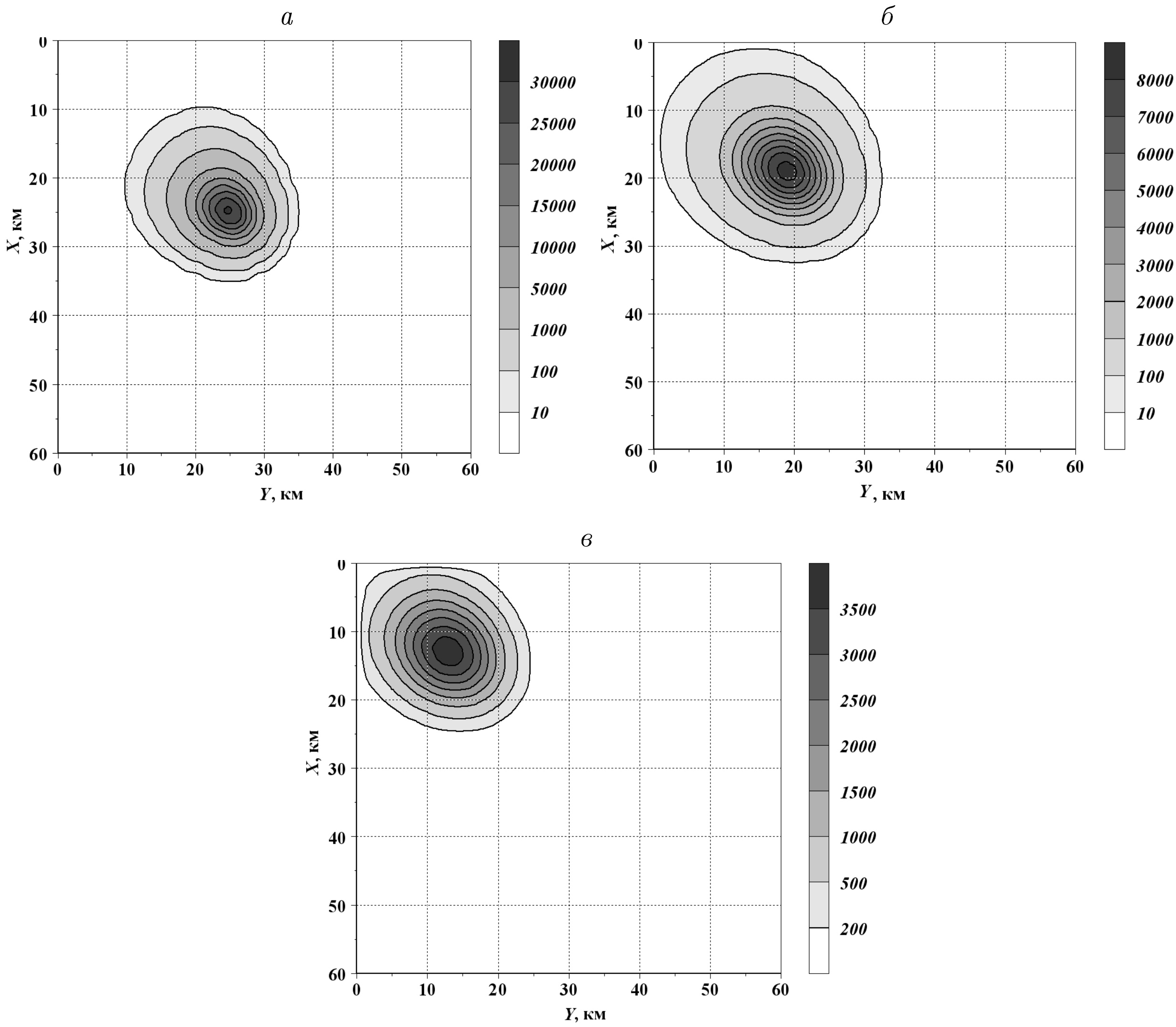

Рис. 1. Графики изолиний объемной активности A_V (10^6Бк/м^3) ^{133}Xe на высоте $h = 100$ м в моменты времени: *а* — $t = 20$ мин; *б* — $t = 40$ мин; *в* — $t = 60$ мин

выброса не наблюдалось, инсоляция и облачность были умеренные. След пересек автомобильную дорогу Томск—Самусь, а также повлиял на радиационную обстановку в деревне Георгиевка. Центральная часть следа на трассе ограничена изолинией мощности экспозиционной дозы 100 мкР/ч [14]. Уровень мощности дозы в Георгиевке составил 20–40 мкР/ч [14, 17].

Для моделирования распространения облака радионуклидов и расчета мощностей эквивалентных доз были заданы следующие условия: тип выброса мгновенный; высота выброса — 150 м; суммарная активность выброса — 600 Ки; радионуклидный состав выброса, %: ^{95}Zr — 20, ^{95}Nb — 43, ^{103}Ru — 2, ^{106}Ru — 35; скорость ветра — 10 м/с; направление скорости ветра в процессе расчета изменялось от 190 до 220° (табл. 4). Источник загрязнения находится в центре области моделирования. В качестве области моделирования был выбран прямоугольный параллелепипед размером $60 \times 60 \times 1.5$ км. Шаг по времени вычисляется автоматически из условия устойчивости явной схемы Ван Лира. Горизонтальные шаги регулярной сетки $h_x = h_y = 1000$ м, по вертикали $h_z = 50$ м.

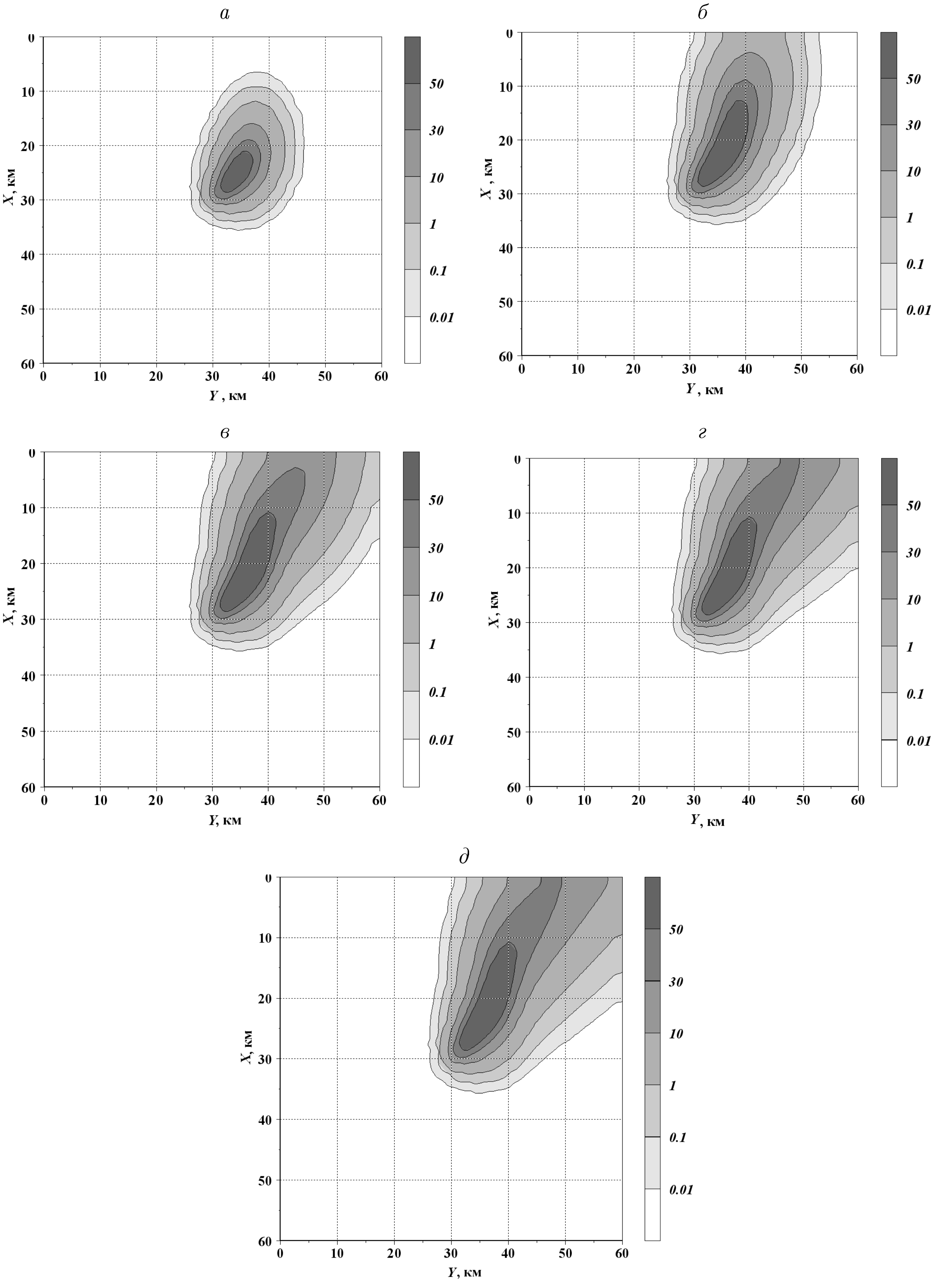

Рис. 2. Графики изолиний суммарной поверхностной активности A_S (Ки/км^2) в моменты времени: *а* — $t = 10$ мин; *б* — $t = 20$ мин; *в* — $t = 30$ мин; *г* — $t = 40$ мин; *д* — $t = 50$ мин

Т а б л и ц а 4. Изменение скорости и направления ветра

№	Скорость ветра, м/с	Направление, °	Время начала, ч:мин.
1	10	220	12:58
2	10	200	13:07
3	10	180	13:09
4	10	220	13:13

Размер сетки $61 \times 61 \times 31$. Класс атмосферной стабильности — D (нейтральная). Результаты моделирования выпадений радионуклидов на поверхность почвы представлены на рис. 2.

Результаты проведенных вычислительных экспериментов удовлетворительно согласуются с результатами, полученными ранее другими авторами [11, 17–19] для районов, схожих с районом Волгодонской АЭС.

Заключение

Результаты вычислительных экспериментов для математической модели переноса и трансформации радионуклидов в атмосфере могут быть применены при разработке мер по предохранению окружающей среды от воздействия радиоактивных веществ и при создании плана действий для эвакуации населения Ростовской области в случае возникновения аварийных ситуаций на Волгодонской АЭС.

Список литературы

[1] Страус В. Промышленная очистка газов: Пер. с англ. М.: Химия, 1981. 616 с.

[2] Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.: Центр сан.-эпидем. нормирования, гигиен. сертификации и экспертизы Минздрава РФ, 1999. 116 с.

[3] Самарская Е.А., Сузан Д.В., Тишкин В.Ф. Построение математической модели распространения загрязнений в атмосфере // Матем. моделирование. 1997. Т. 9, № 11. С. 59–71.

[4] Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 270 с.

[5] Бруяцкий Е.В. Теория атмосферной диффузии радиоактивных выбросов. Киев: Ин-т гидромеханики НАН Украины, 2000. 443 с.

[6] Монин А.С. Атмосферная диффузия и загрязнение воздуха. М.: ИЛ, 1962. 512 с.

[7] Монин А.С., Яглом А.М. Статистическая гидромеханика. Теория турбулентности. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. Т. 1. 695 с.

[8] Draxler R.R. Modeling the results of two recent mesoscale dispersion experiments // Atmospheric Environment. 1979. N 13. P. 1523–1533.

[9] Калиткин Н.Н., Карпенко Н.В., Михайлов А.П. и др. Математические модели природы и общества. М.: Физматлит, 2005. 360 с.

[10] Лойцянский Л.Г. Механика жидкости и газа. М.: Наука, 1970. 904 с.

[11] Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. 448 с.

[12] Алоян А.Е. Динамика и кинетика газовых примесей и аэрозолей в атмосфере: Курс лекций. М.: ИВМ РАН, 2002. 201 с.

[13] Козлов В.Ф. Справочник по радиационной безопасности. М.: Энергоатомиздат, 1991. 352 с.

[14] Лысцов В.Н., Иванов А.Б., Колышкин А.Е. Радиоэкологические аспекты аварии в Томске // Атомная энергия. 1993. Т. 74, № 4. С. 364–367.

[15] Савкин М.Н., Титов А.В. Анализ радиационной обстановки на следе аварийного выброса Сибирского химического комбината // Медицина катастроф. М.: Ин-т биофизики, 1995. С. 76–84.

[16] Булатов В.И., Чирков В.А. Томская авария: мог ли быть сибирский Чернобыль? Новосибирск: ЦЭРИС, 1994. 32 с.

[17] Белов И.В., Беспалов М.С., Клочкова Л.В. и др. Сравнение моделей распространения загрязнений в атмосфере // Матем. моделирование. 1999. Т. 11, № 8. С. 52–64.

[18] Ньидстадта Ф.Т.М., Ван Допа Х. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 351 с.

[19] Белов И.В., Беспалов М.С., Клочкова Л.В. и др. Транспортная модель распространения газообразных примесей в атмосфере города // Матем. моделирование. 2000. Т. 12, № 11. С. 38–46.

Поступила в редакцию 26 июня 2008 г.,
в переработанном виде — 11 ноября 2008 г.