

## О долгосрочном прогнозе рисков заболеваний населения от химического загрязнения атмосферы

А. А. Макоско, А. В. Матешева

*АЛЕКСАНДР АРКАДЬЕВИЧ МАКОСКО — доктор технических наук, профессор, главный научный сотрудник Межведомственного центра аналитических исследований в области физики, химии и биологии при Президиуме РАН (МЦАИ РАН). Область научных интересов: динамика атмосферы, численные методы прогноза погоды, экология, математическое моделирование загрязнения окружающей среды.*

*АННА ВЛАДИМИРОВНА МАТЕШЕВА — аспирант Московского государственного университета путей сообщения (МИИТ). Область научных интересов: экология, теория рисков, математическое моделирование загрязнения окружающей среды.*

119991 ГСП-1 Москва, Ленинский просп., 14, корп. 1, МЦАИ РАН, тел. (495)237-90-33  
E-mail AAM@presidium.ras.ru, AAMacosco@rambler.ru

127994 Москва, ул. Образцова, 15, корп. 5, МИИТ, тел. (495)973-09-75, E-mail matesheva@rambler.ru

### Характеристика проблемы

Одной из главных причин ухудшения здоровья населения в последние 10—15 лет является химическое загрязнение атмосферы.

Основной вклад в химическое загрязнение воздуха многих городов России вносят автомобильный транспорт и промышленные предприятия. В последнее десятилетие в нашей стране наблюдается значительный рост автомобильного парка, особенно за счет подержанных иномарок с нарушенными нормами выбросов. Что же касается вклада промышленности, то в начале 1990-х годов на фоне заметного спада производственной деятельности общее техногенное загрязнение воздуха возросло. В настоящее время просматривается тенденция усиления учета требований по защите окружающей среды при строительстве новых промышленных предприятий, восстановлении и реорганизации старых.

Автотранспорт и промышленные зоны как источники загрязнения атмосферы имеют свою специфику.

Особенность объектов автотранспорта — подвижных источников химических выбросов заключается в их низком, наземном расположении, пространственной распределенности и непосредственной близости к жилым районам. При общей доле транспорта в массовом выбросе загрязняющих атмосферу веществ, оцениваемой в 35—60%, в городах доля, приходящаяся на транспорт, достигает 70—90%. В результате функционирования автотранспорта в городах создаются обширные и устойчивые зоны загрязнения воздуха, в пределах которых в несколько раз превышены санитарно-гигиенические нормативы.

Промышленные предприятия являются площадными или точечными стационарными источниками загрязнений. При высоте предприятия от нескольких до десятков метров промышленные выбросы могут распространяться на достаточно большие расстояния.

С газовыми выбросами от автотранспорта и промышленных предприятий в атмосферу поступает множество химических веществ, например, бенз[а]-пирен, сажа, соединения свинца, формальдегид, диоксид азота, диоксид серы, пары бензина, медь и другие. Эти вещества-загрязнители вызывают нарушения функционирования различных систем организма человека, хронические заболевания внутренних органов, некоторые из них представляют канцерогенную опасность. Как можно судить по данным табл. 1, многие из токсичных веществ, присутствующие в воздухе даже в следовых количествах, создают серьезную угрозу для здоровья населения. Последствия указанного воздействия могут реализоваться спустя годы и десятилетия.

Надо сказать, что темпы развития мер по охране атмосферного воздуха в мегаполисах отстают от темпов развития автотранспорта и промышленности. В связи с этим становится весьма актуальной проблема долгосрочного прогноза рисков заболеваний населения, обусловленных химическим загрязнением воздуха газовыми выбросами от автотранспортных потоков и промышленных объектов, а также для изучения возможных последствий и выработки рекомендаций по снижению негативного химического воздействия.

### Общий подход к решению проблемы

Введем обозначения:  $r$  — риск онкологических заболеваний населения,  $h$  — относительная опасность неонкологических заболеваний населения вследствие химического загрязнения атмосферы выбросами от автомобилей и промышленных объектов;  $Y$  — вектор параметров атмосферы (составляющие скорости ветра, температура, давление и др.).

В общем виде риск  $r$  определяется соотношениями

$$r = \sum_i r_i, \quad r_i = r_i(q_i(Y, f_i)) \quad (1)$$

Таблица 1

**Предельно допустимые концентрации веществ в воздухе (по данным [1])**

Обозначения: ПДК<sub>мр</sub> — предельно допустимые максимальные разовые концентрации, ПДК<sub>сс</sub> — предельно допустимые среднесуточные концентрации

Загрязняющие вещества	ПДК <sub>мр</sub> , мг/м <sup>3</sup>	ПДК <sub>сс</sub> , мг/м <sup>3</sup>	Загрязняющие вещества	ПДК <sub>мр</sub> , мг/м <sup>3</sup>	ПДК <sub>сс</sub> , мг/м <sup>3</sup>
Монооксид углерода	5,0	3,0	Формальдегид	0,035	0,003
Сажа	0,15	0,05	Акролеин	0,03	0,01
Диоксид азота	0,2	0,04	Толуол	0,6	—
Оксид азота	0,4	0,06	Ксилолы	0,2	—
Диоксид серы	0,5	0,05	1,3-Бутадиен	3,0	1,0
Свинец и его неорганические соединения (в пересчете на свинец)	0,001	0,0003	Оксид цинка	—	0,05
Бензол	0,3	0,1	Никель	—	0,001
Бенз[а]пирен	—	0,1 мкг/100м <sup>3</sup>	Медь	—	0,002
Ацетальдегид	0,01	—	Селен	0,1 мкг/м <sup>3</sup>	0,05 мкг/м <sup>3</sup>
Диоксины/фураны*	—	5 · 10 <sup>-10</sup>	Кадмий	—	0,0003

\* Для полихлорированных диоксинов/фуранов приняты предельно допустимые уровни (ПДУ).

где  $q_i$  — концентрация  $i$ -го канцерогенного вещества;  $f_i$  — параметры источников  $i$ -го вещества (интенсивность, координаты).

Относительная опасность неонкологических заболеваний  $h$  определяется следующим образом

$$h = \sum_i h_i, \quad h_i = \frac{q_i(Y, f_i)}{q_{im}} \quad (2)$$

где  $q_{im}$  — предельно допустимая концентрация  $i$ -го вещества.

Концентрации  $q_i$  рассчитываются путем решения уравнения переноса и диффузии примесей, учитывающего параметры их источников  $f_i$ , а вектор параметров атмосферы  $Y$  находится из решения системы уравнений гидротермодинамики [2] либо фиксируется на уровне климатических параметров. Влияние  $q_i$  на  $Y$  не учитывается в силу того, что влияние рассматриваемых примесей на лучистый, фазовый и турбулентный потоки тепла пренебрежимо мало.

Задача долгосрочного гидродинамического прогноза параметров атмосферы — исключительно сложная, что обусловлено рядом причин, среди которых главными являются быстрое ухудшение значимости решения с увеличением срока заблаговременного получения информации и большая трудоемкость расчета оценок реакции атмосферы на различные внешние воздействия с помощью существующих методов численного прогноза. Как правило, эти возмущения малы по сравнению с невозмущаемыми величинами и оценка их влияния может искажаться фиктивными шумами, порождаемыми самой численной моделью. Помимо этого в выражении (1) зависимость риска от концентрации канцерогенных веществ в детерминированном виде отсутствует. Известны только эмпирико-статистические зависимости типа уравнения регрессии, установленные на основе результатов исследования чувствительности величины риска  $r_i$  от вариаций  $q_i$ .

В связи с этими обстоятельствами представляется перспективным применение методов теории чувствительности [2] для постановки и решения задачи долгосрочного прогноза канцерогенного риска и относительной опасности неонкологических заболеваний.

**Оценка риска нарушения здоровья населения**

В последние десятилетия активизировались исследования по оценке риска для здоровья человека негативных экологических воздействий. Однако все эти работы, по признанию большинства специалистов, не дают однозначного ответа относительно числа заболеваний, а представляют собой более или менее корректную оценку вероятности развития негативных последствий загрязнения окружающей среды для здоровья и жизни человека, соотнесенную с определенным уровнем концентраций токсичных веществ, который, в свою очередь, не является постоянной величиной и изменяется во времени и в пространстве. Поэтому достоверность оценки риска на каждый момент времени относительна, и все связанные с ней процедуры, включая определение вероятности канцерогенеза, нуждаются в систематической корректировке с учетом новейших достижений фундаментальных дисциплин, прежде всего токсикологии, физиологии, биохимии, иммунологии, которые углубляют и дополняют получаемую нередко неполную и разнородную информацию. Тем не менее американские специалисты особо подчеркивают [3], что на сегодняшний день и, видимо, в ближайшем будущем оценка риска — это единственный аналитический инструмент, позволяющий научно определить факторы риска для здоровья человека и их соотношение, провести ранжирование медико-экологических проблем по степени их важности и тем самым очертить приоритеты в деятельности по минимизации риска (т.е. приоритеты управления риском). Именно такой подход лежит в основе деятельности американского Агентства по охране окружа-

ющей среды (EPA, Environmental Protection Agency) с середины 1980-х годов, который в настоящее время приобретает все большее распространение во всем мире.

EPA начало применять оценку риска для определения приоритетов при выборе программ своей деятельности в конце 1980-х годов. Группе экспертов было поручено провести сравнительную оценку риска, связанного с воздействием различных негативных экологических факторов на здоровье человека. Сопоставление результатов оценки риска показало, что наиболее серьезной для здоровья человека экологической проблемой (проблемой высокого риска по терминологии экспертов EPA), является загрязнение атмосферного воздуха.

Методология оценки риска основана на использовании единичных факторов риска, которые характеризуют вероятность онкологического заболевания на протяжении жизни человека вследствие воздействия химического вещества со среднегодовой концентрацией в атмосфере, равной  $1 \text{ мкг/м}^3$ . Значения единичных факторов риска заболеваний от воздействия различных веществ были получены путем обработки результатов многочисленных эпидемиологических обследований и лабораторных опытов на животных, а также на основе анализа дозы вредного вещества, поступившего в организм человека, и ответной реакции организма на эту дозу [4].

Возможное возникновение неонкологических заболеваний вследствие загрязнения атмосферного воздуха характеризуется показателем относительной опасности токсичного вещества. Этот показатель представляет собой критический уровень содержания в атмосфере опасных веществ, воздействующих на человека в течение жизни. Перечень опасных веществ и критические концентрации их в атмосфере приведены в руководстве по оценке риска от химического воздействия на здоровье населения (HRA) и в других публикациях [4].

В табл. 2 приведены единичные факторы канцерогенного риска  $R_i$  и индексы опасности неонкологических заболеваний  $H_i$ , часто называемые референтными концентрациями [3, 5]. Эти показатели справедливы для стандартных в США условий: средний вес человека 70 кг, средняя продолжительность жизни 70 лет, среднесуточный объем вдыхаемого воздуха  $20 \text{ м}^3$ .

Риск для здоровья человека, связанный с загрязнением окружающей среды, возникает при следующих необходимых и достаточных условиях [3]: наличие источника риска (токсичного вещества в окружающей среде); присутствие данного источника риска в определенной, вредной для здоровья человека дозе или концентрации; подверженность организма человека воздействию вышеуказанной дозы токсичного вещества.

Такая структуризация самого риска позволяет выделить основные элементы (этапы) процедуры оценки риска. Различают четыре основных этапа:

1) идентификация риска или выявление потенциальной опасности — включает определение токсичности химического вещества для человека;

2) оценка экспозиции — продолжительность реального воздействия токсичного вещества;

3) оценка зависимости «доза—реакция» — количественная оценка реакции организма на определенную дозу токсичного вещества;

4) характеристика риска, включающая как качественные, так и количественные оценки опасности анализируемого вещества и степени риска в данных условиях.

Расчеты риска для здоровья человека проводятся, исходя из принципа аддитивности действия загрязняющих веществ на организм человека.

В России пока отсутствует официально признанный критерий безопасного (приемлемого) уровня риска, пригодный для управления качеством окружающей среды. Можно воспользоваться принятой в США системой критериев, которая включает три сигнальных уровня: при риске менее  $10^{-6}$  (низкая приоритетность) дополнительных действий не требуется; при риске от  $10^{-6}$  до  $10^{-4}$  (средняя приоритетность) необходимо оповещение всех заинтересованных лиц и организаций и решение вопроса о снижении уровня риска; при риске более  $10^{-4}$  (высокая приоритетность) требуется проведение расширенных исследований по оценке риска для здоровья и осуществление экстренных мероприятий по снижению риска [6].

Приемлемым уровнем суммарного показателя относительной опасности заболеваний  $h$  считается единица [5]. Чем величина  $h$  больше единицы, тем более значительную опасность может представлять анализируемое воздействие, оказываемое работой транспорта и промышленных предприятий.

Таблица 2

Единичные факторы канцерогенного риска ( $R_i$ ) и индексы относительной опасности неонкологических заболеваний ( $H_i$ ), вызываемых некоторыми веществами (по данным [4])

Вещество	$R_i, (\text{мкг/м}^3)^{-1}$	$H_i, \text{мкг/м}^3$	Вещество	$R_i, (\text{мкг/м}^3)^{-1}$	$H_i, \text{мкг/м}^3$
Акролеин	—	0,02	Пары бензина	—	2100
Ацетальдегид	$2 \cdot 10^{-6}$	9	Сажа	$4,4 \cdot 10^{-6}$	5
Бензол	$7,7 \cdot 10^{-6}$	60	Свинец	$1,2 \cdot 10^{-5}$	0,15
Бенз[а]пирен	$8,8 \cdot 10^{-4}$	—	Селен	—	0,08
1,3-Бутадиен	$5 \cdot 10^{-4}$	8	Стирол	$5,7 \cdot 10^{-7}$	1000
Диоксид азота	—	40	Толуол	—	400
Диоксид серы	—	80	Формальдегид	$1,3 \cdot 10^{-5}$	3,0
Кадмий	$1,8 \cdot 10^{-3}$	0,2	Цинк	—	0,9
Медь	—	0,02	Ксилолы	—	300
Никель	$2,6 \cdot 10^{-4}$	0,05			

### Методический подход к прогнозу риска

Как было указано выше, решение задачи долгосрочного прогноза риска возникновения заболеваний осуществляется на основе методов теории чувствительности. Методы теории чувствительности базируются на интегрировании уравнений модели изучаемого явления, записанных в вариациях относительно ее невозмущенного состояния [7].

Введем термины: вектор состояния и вектор параметров. Под вектором состояния понимается вектор, составляющими которого являются риски  $r_i$  и показатели относительной опасности  $h_i$ , обусловленные соответственно канцерогенными и неканцерогенными примесями, включая вещества двойного действия. Под вектором параметров понимается вектор, составляющие которого описывают управляющие воздействия на модель рисков и относительной опасности. В рассматриваемой постановке задачи вектор параметров есть вектор параметров атмосферы  $Y$ .

Введем в рассмотрение функции чувствительности [8]:

$$G_i = \partial r_i / \partial Y \text{ — для канцерогенных примесей} \quad (3)$$

$$G_i = \partial h_i / \partial Y \text{ — для неканцерогенных примесей} \quad (4)$$

Функции чувствительности представляют собой изменения вектора состояния, соответствующие единичным изменениям составляющих вектора параметров, т.е. частные производные от решений уравнений (1) и (2) по составляющим вектора параметров в области невозмущенных решений. С использованием функций чувствительности процесс расчета рисков  $r_i$  становится предельно простым и состоит в перемножении вариаций параметров модели и заранее рассчитанных функций чувствительности. Показатели относительной опасности  $h_i$  вычисляются путем умножения частного от функций чувствительности на вариации параметров модели.

С учетом вида выражений (1) и (2) преобразуем правые части соотношений (3) и (4):

$$\partial r_i / \partial Y = \partial r_i / \partial q_i \cdot \partial q_i / \partial Y$$

$$\partial h_i / \partial Y = \partial h_i / \partial q_i \cdot \partial q_i / \partial Y$$

Функции чувствительности (3) и (4) представим в виде

$$G_i = R_i \cdot Q_i \text{ — для канцерогенных примесей} \quad (5)$$

$$G_i = (H_i)^{-1} \cdot Q_i \text{ — для неканцерогенных примесей} \quad (6)$$

где  $R_i = \partial r_i / \partial q_i$ ;  $Q_i = \partial q_i / \partial Y$ ;  $H_i = \partial q_i / \partial h$ .

Для расчета полей функций чувствительности  $Q_i$  целесообразно использовать уравнения, описывающие задачу долгосрочного прогноза полей вредных примесей в вариациях [7, 8]. С этой целью используются представления векторов состояния и параметров в виде суммы невозмущенных значений  $(\bar{q}_0, \bar{Y}_0)$  и малых возмущений  $(\delta q, \delta Y)$ :

$$q = \bar{q}_0 + \eta \cdot \delta q,$$

$$Y = \bar{Y}_0 + \eta \cdot \delta Y$$

Если записать структуру модели в виде операторного уравнения

$$B(\partial q / \partial t) + A(q, Y) = f,$$

то уравнения в вариациях представляются в виде

$$\lim_{\eta \rightarrow 0} \frac{\partial}{\partial \eta} \left[ B \frac{\partial}{\partial t} (\bar{q}_0 + \eta \cdot \delta q) + A(\bar{q}_0 + \eta \cdot \delta q, \bar{Y}_0 + \eta \cdot \delta Y) - (\bar{f}_0 + \eta \cdot \delta f) \right] = 0$$

где  $B$  — диагональная матрица;  $A(q, Y)$  — нелинейный матричный дифференциальный оператор;  $f$  — интенсивность источников загрязнения воздуха.

Полученные таким образом уравнения в вариациях при фиксированных значениях невозмущенных составляющих вектора состояния линейны. Ввиду этого представляется возможность, не прибегая к моделированию основного (невозмущенного) состояния, оценивать его вариации на больших масштабах времени, вплоть до сезонно-климатических.

Для вычисления функций чувствительности к вариациям заданной компоненты  $Y$  осуществляется интегрирование по времени уравнений в вариациях, в которых эта составляющая вектора параметров полагается равной единице, остальные составляющие — нулю. Полученные таким образом решения представляют собой трехмерные поля функций чувствительности к единичным вариациям конкретного параметра на временном интервале (равном интервалу интегрирования уравнений в вариациях) и позволяют количественно оценивать изменения составляющих вектора состояния  $(\Delta q_i)$ , соответствующих заданному полю вариаций параметров  $(\Delta Y)$ :

$$\Delta q_i = Q_i \cdot \Delta Y$$

Отсюда с учетом соотношений (3) и (5) следует выражение для расчета рисков

$$\Delta r_i = G_i \cdot \Delta Y = R_i \cdot Q_i \cdot \Delta Y \quad (7)$$

Для вычисления показателей относительной опасности используются соотношения (4) и (6):

$$\Delta h_i = G_i \cdot \Delta Y = (H_i)^{-1} \cdot Q_i \cdot \Delta Y \quad (8)$$

Полученные выражения для расчета  $\Delta r_i$  и  $\Delta h_i$  составляют основу долгосрочного прогноза риска заболеваний населения вследствие химического загрязнения атмосферного воздуха.

### Расчет функций чувствительности

Для расчета функции чувствительности  $Q$  используются результаты решения трехмерного уравнения переноса и диффузии примесей в атмосфере при наличии источника загрязнения:

$$\partial q / \partial t + u(\partial q / \partial x) + v(\partial q / \partial y) + (w - w_g)(\partial q / \partial z) + \sigma q - (\partial / \partial z)k(\partial q / \partial z) - \mu \nabla^2 q = f \quad (9)$$

$$k(\partial q / \partial z) + (w_g - \beta)q = 0 \text{ при } z = z_0$$

$$k(\partial q / \partial z) = 0 \text{ при } z = Z$$

$$q|_{\Gamma} = 0 \text{ при } u_n < 0$$

$$(\partial q / \partial n)|_{\Gamma} = 0 \text{ при } u_n \geq 0$$

где  $q$  — концентрация примеси;  $u, v, w$  — компоненты (координаты) вектора скорости ветра вдоль осей  $x, y, z$ , соответственно;  $w_g$  — скорость седиментации вещества;  $\sigma$  — параметр, обратный величине интервала времени, за который интенсивность выделения при-

меси по сравнению с начальным значением уменьшается в  $e$  раз;  $k, \mu$  — коэффициенты вертикальной и горизонтальной турбулентности;  $\nabla^2$  — оператор Лапласа;  $f = \sum_i F_{qi} \delta(x - x_i)(y - y_i)(z - z_i)$ ;  $F_{qi}$  — интенсив-

ность  $i$ -го источника примеси;  $\beta$  — параметр, характеризующий взаимодействие примеси с подстилающей поверхностью;  $\Gamma$  — боковая поверхность области решения  $\Omega$ , образованная плоскостями  $YZ$  при  $x = \pm X$  и  $XZ$  при  $y = \pm Y$ ;  $z_0$  — уровень шероховатости поверхности.

Задача (9) решается при начальном условии

$$q = q_0 \text{ при } t = 0$$

Составляющие вектора скорости ветра удовлетворяют уравнению неразрывности в виде

$$\partial u / \partial x + \partial v / \partial y + \partial w / \partial z = 0$$

В модели (9) не предусмотрен учет недиагональных членов тензора турбулентной диффузии ввиду их крайне слабой изученности. Не учитываются в явном виде также фотохимические процессы, коагуляция, поглощение вещества каплями тумана и осадков, радиоактивный распад. Учет этих процессов осуществляется неявно, например, в  $f$  может быть дополнительно включена интенсивность образования продуктов фотохимических процессов, а в  $\sigma$  — интенсивность фотохимической деструкции, вымывание вещества туманами и осадками, радиоактивный распад.

В вариациях данное уравнение имеет вид

$$\frac{\partial \delta q}{\partial t} + u \frac{\partial \delta q}{\partial x} + v \frac{\partial \delta q}{\partial y} + w \frac{\partial \delta q}{\partial z} + \sigma \delta q - \mu \nabla^2 \delta q - k \frac{\partial^2 \delta q}{\partial z^2} = \delta f \quad (10)$$

Здесь вариации  $\delta u = 0, \delta v = 0, \delta w = 0$ . Это приближение обусловлено тем, что при выполнении долгосрочного прогноза рисков заболеваний населения параметры атмосферы принимаются на уровне климатических, которые в наших исследованиях определялись с помощью данных ВНИИГМИ-МЦД [9]. Скорость седиментации рассчитывается по формуле Стокса [2].

Модель (9) применима для расчета массопереноса и диффузии вещества в ограниченном пространстве, имеющем вид прямоугольного параллелепипеда

$$\Omega = \{-X \leq x \leq X, -Y \leq y \leq Y, 0 \leq z \leq Z\},$$

ориентированного так, что оси  $x, y, z$  направлены соответственно на восток, север и вертикально вверх. При этом  $z = z_m - r_0(x, y)$ , где  $z_m$  — высота над уровнем моря, а  $z = r_0(x, y)$  описывает рельеф подстилающей поверхности.

В настоящих исследованиях параметризация пограничного слоя атмосферы осуществлялась согласно [10].

Главными особенностями уравнения (10) является то, что оно описывает функции [11, 12]: 1) существенно положительные; 2) имеющие большие пространственные градиенты.

Для решения такого типа уравнений применяют монотонные разностные схемы. Однако построение монотонных схем порядка точности выше первого сопряжено с рядом трудностей. Поэтому уравнение (10) решается следующим образом. Вводится знакопеременная функция  $p = \sqrt{q}$ , что избавляет от первой особенности. Для преодоления второй применяется

схема четвертого порядка точности по горизонтальным координатам и второго порядка — по вертикальной координате и времени на основе двуциклического метода расщепления [12]. Решение получающихся при этом одномерных уравнений осуществляется по горизонтальным координатам методом прогонки для пятиточечных уравнений, а по вертикальной координате — методом прогонки для трехточечных уравнений [13].

Численные эксперименты по решению задачи (9) выполнены для области  $\Omega$  Московского региона с размерами  $114 \times 114 \times 0,25$  км. Соответствующая сеточная область  $\Omega_h$  включает  $38 \times 38 \times 3$  точек с шагом  $\Delta S$  по горизонтальным координатам, равным 3 км. По вертикали счетные уровни с учетом особенностей расположения источников загрязняющих веществ выбраны на высотах: 1, 50 и 250 м.

Экспериментальное исследование устойчивости модели показало, что возможно длительное численное интегрирование задачи с шагом до 10 мин. С учетом запаса устойчивости шаг интегрирования по времени был выбран равным 8 мин.

Нужно отметить, что в Московском регионе в конкретной точке — в центре Москвы — сходятся три различные географические местности [14]. В основе их различия лежат рельеф, характер подстилающей поверхности, влагонасыщенность среды, система долин рек. За исключением влагонасыщенности, в модель (9) были введены все эти характеристики цифровой картографической информации.

#### Пример численного эксперимента по прогнозу риска заболеваний

Предложенный методический подход был применен для прогноза канцерогенного риска и относительной опасности неонкологических заболеваний от загрязнения атмосферы выбросами автомобильного транспорта для микрорайона Покровское-Стрешнево Северо-Западного округа г. Москвы. Этот район столицы располагает довольно плотной улично-дорожной сетью, включая отрезок Волоколамского шоссе.

В качестве токсичных примесей были учтены диоксид азота, монооксид углерода, диоксид серы, формальдегид и соединения свинца. Критические уровни содержания в атмосфере (ПДКсс) этих веществ приведены в табл. 1.

Из указанных примесей формальдегид и соединения свинца обладают канцерогенным действием. Единичные факторы канцерогенного риска для этих веществ приведены в табл. 2.

При расчете функций чувствительности  $Q_i$  использовались характеристики загрязняющих примесей, приведенные в табл. 3. Моделирование проводилось для самого жаркого и самого холодного месяцев года — июля и января. Результаты расчета функций  $Q_i$  представлены в табл. 4.

Для оценки искомых рисков и показателей относительной опасности использовались выражения (7) и (8). Поле вариаций параметров  $\Delta Y$  было представлено лишь интенсивностью источника примеси, так как параметры атмосферного воздуха фиксировались на уровне климатических.

В качестве источника выбросов принималась большая часть улично-дорожной сети района, за исключением улиц с низкой интенсивностью движения

Таблица 3

Таблица 5

Характеристики загрязняющих примесей, использованные в расчетах (по данным [15])

Примесь	Плотность, г/см <sup>3</sup>	Время жизни $\sigma^{-1}$ , сут.
Диоксид азота	1,56	1,2
Монооксид углерода	0,00125	33,0
Диоксид серы	1,53	0,083
Формальдегид	0,82	30
Свинец и его соединения (кроме тетраэтилсвинца)	1,65	3650

Интенсивности источника примесей (микрорайон Покровское-Стрешнево)

Примесь	$\Delta Y_i$ , г/с
Диоксид азота	7,667
Монооксид углерода	46,667
Диоксид серы	0,400
Формальдегид	0,183
Свинец и его соединения (кроме тетраэтилсвинца)	0,00417

автотранспорта. Расчеты интенсивности источника (секундные выбросы загрязняющих веществ от автотранспортных потоков) проводились в соответствии с методическими указаниями [16]. При этом в расчетах выбросов загрязняющих веществ на обследуемых участках учитывались интенсивность и состав транспортных потоков, скорость и режим движения транспорта. Для района Покровское-Стрешнево интенсивности

источника по пяти рассматриваемым веществам приведены в табл. 5.

Результаты расчетов рисков онкологических заболеваний и показателей относительной опасности неонкологических заболеваний представлены в табл. 6.

Для оценки уровня канцерогенной опасности была использована упомянутая выше система критериев США. Полученные на базе этой системы результаты соответствуют «средней приоритетности» (при рисках от  $10^{-6}$  до  $10^{-4}$ ), при которой требуется принятие решений по вопросу снижения уровня риска. Оценка

Таблица 4

Результаты расчета функции  $Q_i$  (микрорайон Покровское-Стрешнево).

Расчет по формуле (9). Концентрации веществ измерялись на высотах 1 и 50 м

	Июль		Январь	
	1 м	50 м	1 м	50 м
Диоксид азота	$1,1597 \cdot 10^{-5}$	$8,6116 \cdot 10^{-7}$	$1,3009 \cdot 10^{-5}$	$8,2097 \cdot 10^{-7}$
Монооксид углерода	$7,0881 \cdot 10^{-5}$	$5,2968 \cdot 10^{-6}$	$1,7072 \cdot 10^{-6}$	$1,0855 \cdot 10^{-7}$
Диоксид серы	$5,8504 \cdot 10^{-7}$	$3,9230 \cdot 10^{-8}$	$1,7033 \cdot 10^{-6}$	$1,0847 \cdot 10^{-7}$
Формальдегид	$2,7842 \cdot 10^{-7}$	$2,0893 \cdot 10^{-8}$	$1,7060 \cdot 10^{-6}$	$1,0898 \cdot 10^{-7}$
Свинец и его соединения (кроме тетраэтилсвинца)	$6,3153 \cdot 10^{-9}$	$4,7337 \cdot 10^{-10}$	$7,0851 \cdot 10^{-9}$	$4,5089 \cdot 10^{-10}$

Таблица 6

Рассчитанные значения канцерогенного риска и относительной опасности заболеваний в микрорайоне Покровское-Стрешнево от химического загрязнения атмосферы.

Расчет по формулам (7) и (8)

Примесь	Июль		Январь	
	1 м	50 м	1 м	50 м
Канцерогенный риск				
Формальдегид	$6,6 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$
Свинец и его соединения (кроме тетраэтилсвинца)	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-10}$	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-10}$
Относительная опасность заболеваний				
Диоксид азота	22,0	2,0	25,0	2,0
Монооксид углерода	10,0	0,8	0,2	0,02
Диоксид серы	0,03	0,002	0,09	0,005
Формальдегид	0,2	0,01	1,0	0,07
Свинец и его соединения (кроме тетраэтилсвинца)	0,002	0,0001	0,002	0,0001

уровня суммарного показателя опасности неонкологических заболеваний была проведена по приведенному выше критерию, когда приемлемой величиной  $h$  считается единица.

В данном обследовании учитывалось всего пять токсичных вещества (диоксид азота, монооксид углерода, диоксид серы, формальдегид, свинец), но, как следует из полученных результатов, уже по этим веществам у земной поверхности показатель относительной опасности  $h$  в июле и в январе значительно превышает приемлемый уровень  $h = 1$  (суммарное значение  $h$  в июле более 32, в январе более 26).

\* \* \*

Разработан методический подход к решению задачи долгосрочного прогноза канцерогенного риска и опасности неонкологических заболеваний, вызванных химическим загрязнением воздуха транспортными потоками и выбросами промышленных предприятий. Подход основан на применении методов теории чувствительности, что позволяет преодолеть ряд трудностей математического и вычислительного характера, возникающих при решении данной задачи традиционными методами, и обеспечить простоту реализации долгосрочного прогноза канцерогенного риска и опасности неонкологических заболеваний вследствие химического загрязнения атмосферы.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. Гигиенические нормативы ГН 2.1.6.1338-03. М., 2003, 255 с.
2. Макоско А.А. Теоретические основы защиты окружающей среды. Учебное пособие. М.: МГУПС, 2001, 200 с.
3. Авалиани С.Л., Андрианова М.М., Печенникова Е.В., Пономарева О.В. Окружающая среда. Оценка риска для здоровья (мировой опыт). М., 1996, 159 с.
4. Риск заболевания населения от загрязнения атмосферы автотранспортом. Отчет по проекту ROLL «Выбросы автотранспорта и оценка риска заболеваний населения на городских территориях». М.: ППКА «Экодизайн ЛТД», 2000, 90 с.
5. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуццлло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. М.: Эдиториал УРСС, 1999, 256 с.
6. USEPA. Integrated Risk Information System (IRIS) Database. Cincinnati, 1997.
7. Анискина О.Г., Панин Б.Д. Исследование чувствительности дискретной прогностической модели с помощью уравнений в вариациях. Межвуз. сб. Л.: ЛГМИ, 1992, вып. 114, с. 4—11.
8. Макоско А.А., Матешева А.В. Методический подход к долгосрочному прогнозу канцерогенного риска, обусловленного загрязнением воздуха транспортными потоками. Проблемы безопасности и чрезвычайных ситуаций. М.: ВИНТИ, 2004, № 3, с. 74—77.
9. Рейтенбах Р.Г. и др. Аналитическое описание четырехмерного поля климата свободной атмосферы над северным полушарием. ВНИИГМИ — МЦД, 1984, вып. 109, с. 3—15.
10. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1985, 271 с.
11. Марчук Г.И., Дымников В.П., Залесный В.Б. Математические модели в геофизической гидродинамике и численные методы их реализации. Л.: Гидрометеиздат, 1987, 296 с.
12. Марчук Г.И. Математическое моделирование в проблеме окружающей среды. М.: Наука, 1982, 320 с.
13. Самарский А.А., Николаев Е.С. Методы решения сеточных уравнений. М.: Наука, 1978, 590 с.
14. Климат, погода, экология Москвы. Под ред. Ф.Я. Клинова. С-Пб.: Гидрометеиздат, 1995, 438 с.
15. Макоско А.А. Методические указания к лабораторным работам по дисциплине «Теоретические основы защиты окружающей среды». М.: МИИТ, 2000, 40 с.
16. Методика расчета выбросов в атмосферу загрязняющих веществ автотранспортом на городских магистралях. Минтранс РФ, НИИАТ. М., 1996, 54 с.