

УДК 532.5-1/-9

Моделирование динамики образования шлейфа NO_2 от точечного источника

Н.А. Тихонов, С.А. Захарова, М.А. Давыдова*

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова
119991, г. Москва, Ленинские горы, 1, стр. 2

Поступила в редакцию 7.02.2020 г.

На основе данных, полученных с помощью нового метода восстановления полей распределения NO_2 в тропосфере на базе ГСА «Ресурс-П», съемки областей Китая с высоким антропогенным загрязнением атмосферы и математического моделирования рассмотрен процесс образования шлейфа загрязняющего вещества (NO_2) в результате его выброса в атмосферу точечным источником. Установлен функциональный вид модели, согласованной по сложности с объемом имеющейся экспериментальной информации, и найдены значения ее параметров. Рассчитана мощность выбросов. Оценена надежность результатов моделирования путем сопоставления расчетов с опытными данными по распределению в воздухе интегрального по высоте количества NO_2 в зависимости от горизонтальных координат.

Ключевые слова: математическое моделирование, атмосферная диффузия примесей, перенос и химическая трансформация активных антропогенных примесей, шлейф загрязнения, точечный источник, оценка мощности выброса; mathematical simulation, atmospheric diffusion of impurities, transport and chemical transformation of active anthropogenic impurities, pollutant plume, point source, emission power estimation.

Введение

Интенсивное развитие промышленности и рост инфраструктуры в крупных городах — это основные причины возникновения и накопления загрязняющих веществ, оказывающих неблагоприятное воздействие на качество воздуха, здоровье населения, состояние природной среды и климатической системы. Основными загрязняющими веществами являются оксиды азота ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), оксид углерода (CO), диоксид серы (SO_2), метан (CH_4), летучие органические соединения и аэрозоли. Они определяют окислительные свойства атмосферы, качество воздуха, образование в приземном воздухе повышенных концентраций озона (O_3), формальдегида (НСНО), других токсичных газов и вредных для человека мелкодисперсных аэрозолей, что в определенных условиях может привести к возникновению экстремальных экологических ситуаций.

Для определения и прогнозирования содержания загрязняющих примесей в атмосферном воздухе разработаны химико-транспортные модели (см., например, [1]), которые описывают процессы переноса и химической трансформации газовых примесей и аэрозолей, выбрасываемых в атмосферу городскими источниками. Результаты численного моделирования не всегда согласуются с данными замеров, полученными, например, на станциях мониторинга

атмосферы [2]. Расхождения объясняются, в том числе, отсутствием качественной информации о пространственно-временной структуре распределения эмиссий газовых и аэрозольных примесей антропогенного происхождения [3, 4].

Потребность в улучшенных методах расчета эмиссионных потоков антропогенных примесей обусловлена предстоящим введением более жестких ограничений на выбросы загрязняющих веществ промышленными предприятиями и связанными с этим инвентаризациями [5–7], а также необходимостью оценки потоков антропогенных веществ со стороны сопредельных государств [8]. Следует отметить, что существующие методы оценок значений химически активных соединений в атмосфере в глобальных и региональных инвентаризациях EDGAR; TNO-MASS и TNO-MASS_II; RETRO; IPCC-AR4, проводимых группами зарубежных экспертов [3, 9, 10] и составляющих основу для прогноза глобальных изменений состава атмосферы и климата Земли, сильно искажают представление о реальной ситуации. В пользу этого свидетельствуют аналогичные исследования, выполненные российскими экспертами (см., например, [4, 11]).

С 2013 г. на солнечно-синхронной орбите работает серия российских спутников «Ресурс-П» [12]. Разработан метод восстановления полей распределения NO_2 в тропосфере по спектральным измерениям гиперспектральной аппаратуры (ГСА), установленной на борту «Ресурс-П». На основе ГСА снимков областей Китая с высоким антропогенным загрязнением атмосферы исследована возможность применения нового метода с целью опреде-

* Николай Андреевич Тихонов (niktandr@yandex.ru); Светлана Александровна Захарова (sa.zakharova@physics.msu.ru); Марина Александровна Давыдова (m.davydova@physics.msu.ru).

ления интегрального содержания диоксида азота в тропосфере. Данные по интегральному содержанию NO_2 представлены на сетке с шагом 120 м, соответствующей разрешению ГСА «Ресурс-П» [13, 14].

Высокое пространственное разрешение нового метода позволяет выявить локальные стационарные источники загрязнения и их шлейфы. Таким образом, на основе полученных данных возможно проводить математическое моделирование образования и рассеивания загрязнения (в форме шлейфа NO_2), производимого точечным наземным источником в результате выброса и химического превращения оксида азота NO в диоксид азота NO_2 .

В настоящей работе решаются следующие задачи:

- рациональный выбор математической модели для описания процесса распространения загрязнения при имеющихся натурных данных;

- получение оптимальной информации о значениях параметров процесса, в том числе о мощности выброса, на основе данных [13, 14].

Для моделирования была доступна следующая информация:

- интегральное по высоте накопление NO_2 с высоким пространственным разрешением в определенный момент времени [13, 14];

- направление и средняя скорость ветра для промежутка времени, за который произошел перенос загрязнения от точки выброса до границы участка [15];

- фоновый уровень содержания газов NO и NO_2 в атмосфере [16];

- значение коэффициента турбулентной диффузии [17].

Исходя из вышеописанного объема данных, исследуем поставленную задачу.

Модель процесса. Общий подход

Экологические задачи обычно отличаются большим количеством факторов, неоднородностью среды и ограниченным количеством экспериментальных данных, относящихся к конкретному рассматриваемому объекту. В этих условиях изучаемый процесс может быть описан с различной степенью детализации, т.е. имеется возможность выбора из большого количества разных моделей. Очевидно, что модель должна учитывать некоторые основные факторы, количественные характеристики которых известны из наблюдений. В то же время усложнение модели сверх некоторого рационального уровня в стремлении отразить влияние большего количества факторов не улучшает модель, а наоборот, делает ее малоприменимой при решении реальной экологической задачи. Чем сложнее модель, тем больше коэффициентов требуется задать. Из литературы иногда можно почерпнуть их значения для похожих ситуаций. Но в силу неоднородности среды эффективные значения коэффициентов для конкретного изучаемого объекта могут существенно отличаться от литературных, и использование последних часто некорректно. Во всяком случае, тре-

буется исследование влияния ошибок, вносимых в значения параметров модели, на конечный результат при использовании литературных данных.

Поэтому не численные расчеты, а выбор рациональной сложности модели и ее функционального вида становится центральным вопросом математического моделирования. Подробность описания должна быть согласована с количеством опытной информации для конкретного изучаемого объекта. К выбору модели следует подходить осознанно в указанном смысле. При наличии разного количества опытной информации целесообразно использовать разные модели, а не стремиться к созданию универсальной.

Построение модели

Мы строили модель, исходя из вышеописанного общего подхода. Поскольку в качестве данных наблюдений фигурирует интегральное по высоте загрязнение, зависящее от горизонтальных координат, то и целью наших расчетов будет интегральное по высоте накопление. Поэтому при моделировании будем пользоваться только горизонтальными координатами x и y . Для удобства описания процесса введем оси следующим образом: направим ось x , отсчитанную от источника загрязнения, вдоль направления ветра, а ось y – в перпендикулярном направлении, параллельно поверхности Земли (рис. 1).

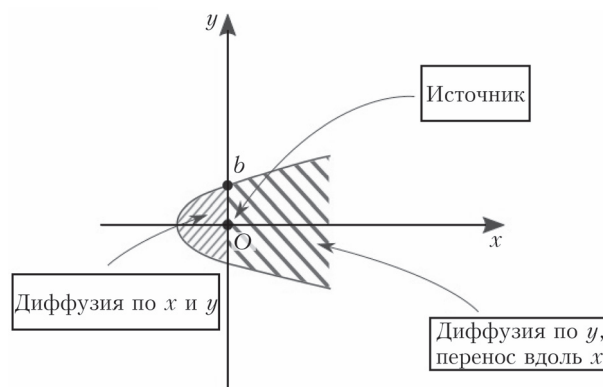


Рис. 1. Схема разбиения области, в которой ищется решение

Рассмотрим функцию $u(x, y, t)$, которая определяет распределение суммарного количества NO и NO_2 в вертикальном столбе воздуха, отсчитанное от фонового уровня, и является решением задачи

$$\begin{cases} \frac{\partial u}{\partial t} + v \frac{\partial u}{\partial x} = a^2 \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + f_0 \delta(x) \delta(y), & t > 0, \\ u(x, y, 0) = 0; u \rightarrow 0 \text{ при удалении от точки } x = 0, y = 0, \end{cases} \quad (1)$$

где f_0 – суммарная мощность выброса; a – коэффициент турбулентной диффузии; v – скорость ветра. Точное решение задачи (1) построить не удастся. Однако можно получить приближенный вид решения, пренебрегая малыми величинами.

Сначала рассмотрим случай, когда f_0 и v постоянны. Тогда решение u не зависит от t , т.е. $\frac{\partial u}{\partial t} = 0$ и $u = u(x, y)$.

Рассмотрим область $x < 0$. При имеющейся силе ветра v и коэффициенте турбулентной диффузии a эффект диффузии может уравновесить эффект переноса в этой области только при больших значениях $grand$ u и, следовательно, малой длине отрезка Ob на рис. 1. Поэтому вещество, поступающее в область $x < 0$ за счет диффузии, относится ветром в область $x > 0$ в виде узкого по y потока. Этот поток складывается с потоком, идущим непосредственно от источника загрязнения в область $x > 0$. В результате при $x = 0 + 0$ создается общий поток плотностью $F(y)$ и суммарной мощностью f_0 . Приведенные соображения говорят о том, что зависимость $F(y)$ должна иметь вид пика, размытого за счет диффузионного процесса в области $x < 0$, откуда поступает часть вещества.

В области $x > 0$ значение $grand$ u относительно невелико и диффузия вдоль оси x проявляется в меньшей степени, чем перенос вещества (см. рис. 1), поэтому ей можно пренебречь. Тогда в этой области $u = u(x, y)$ является решением задачи

$$v \frac{\partial u}{\partial x} = a^2 \frac{\partial^2 u}{\partial y^2}, \quad u(0, y) = \frac{F(y)}{v}. \quad (2)$$

Учитывая вышесказанное, функцию $F(y)$ выбираем в виде

$$F(y) = \frac{f_0}{2a\sqrt{\pi\tau_0}} e^{-\frac{y^2}{4a^2\tau_0}}.$$

При таком выборе $F(y)$ имеет требуемую форму и $\int_{-\infty}^{\infty} F(y) dy = f_0$. Значение τ_0 характеризует степень размазывания потока вещества, поступающего в область $x > 0$. Эта величина будет обсуждаться ниже.

Рассмотрим в области $x \geq 0$ некоторый слой частиц воздуха, расположенный перпендикулярно оси x и переносимый вдоль этой оси ветром. Поскольку мы пренебрегаем диффузией вдоль оси x , количество вещества в этом сечении воздуха постоянно и равно $\frac{f_0}{v}$, где v — скорость рассматриваемого слоя, когда он проходил через точку выброса. Будем называть время τ , за которое частицы, расположенные в рассматриваемом слое воздуха, переместятся с потоком от сечения $x = 0$ до сечения с координатой x , «временем переноса»: $\tau = \tau(x, v)$. Для случая постоянной скорости ветра $\tau = x/v$. Поскольку имеет место диффузия вещества внутри слоя в направлении y , то решение $u = u(x, y)$ задачи (2) в области $x > 0$ имеет вид

$$u(x, y) = \frac{f_0}{v2a\sqrt{\pi(\tau + \tau_0)}} e^{-\frac{y^2}{4a^2(\tau + \tau_0)}}. \quad (3)$$

Теперь рассмотрим область $x < 0$. Обозначим $U(x) = \int_{-\infty}^{\infty} u(x, y) dy$. Тогда из (1) с учетом того, что $\frac{\partial u}{\partial t} = 0$, находим

$$v \frac{\partial U}{\partial x} = a^2 \frac{\partial^2 U}{\partial x^2}, \quad U|_{x=0} = \frac{f_0}{v}. \quad (4)$$

Решение задачи (4) представим в виде

$$U(x) = \frac{f_0}{v} \left(2 - e^{-\frac{v}{a^2}x} \right). \quad (5)$$

Для $u = u(x, y)$ при $x < 0$ сохраним ту же зависимость от x . Тогда в этой области

$$u(x, y) = \frac{f_0}{v2a\sqrt{\pi\tau_0}} e^{-\frac{y^2}{4a^2\tau_0}} \left(2 - e^{-\frac{v}{a^2}x} \right) \quad \text{при } -\frac{a^2}{v} \ln 2 < x < 0; \quad (6)$$

$$u(x, y) = 0 \quad \text{при } x < -\frac{a^2}{v} \ln 2.$$

Решение (6) удовлетворяет условию (5). Кроме того, функция u , определенная в (3) для $x > 0$ и в (6) для $x < 0$, непрерывна в точке $x = 0$.

Для определения параметра τ_0 , характеризующего ширину потока вещества, переходящего из области $x < 0$ в область $x > 0$, рассмотрим некоторый малый уровень $u = u_{\max} e^{-\lambda}$, где $u_{\max} = u(0, 0)$, и точку b (см. рис. 1), соответствующую пересечению этого уровня с прямой $x = 0$. Положим, что в точке b приток вещества за счет диффузии $a^2 u_{yy}$ полностью уравновешивается переносом vu_x . Тогда в точке b $-vu_x = a^2 u_{yy}$, откуда $\tau_0 = \left(\lambda - \frac{1}{2} \right) \left(\frac{a}{v} \right)^2$.

В дальнейшем было проверено, что изменение параметра τ_0 при условии его малости слабо влияет на вид u для $x > \tau_0 v$. Поэтому положим $\tau_0 = \frac{1}{2} \left(\frac{a}{v} \right)^2$ при $\lambda = 1$.

При опытных наблюдениях скорость ветра была переменной. При расчетах скорость v задавалась в виде кусочно-постоянной функции в соответствии с данными метеорологических наблюдений. Из этих данных следует, что на рассматриваемом временном периоде в течение первых 15 мин скорость ветра составляла 5,2 м/с, затем в течение 6 мин — 11 м/с, после этого, до конца периода, — 6 м/с.

В случае переменной скорости v решение u следует строить в виде, зависящем от времени. Теперь «время переноса» τ определяется равенством

$$x = \int_0^{\theta} v(t) dt. \quad (7)$$

Соотношение (3) примет вид

$$u(x, y, t) = \frac{f_0}{v(t - \tau) 2a \sqrt{\pi(\tau + \tau_0)}} e^{-\frac{y^2}{4a^2(\tau + \tau_0)}}, \quad x > 0. \quad (8)$$

При $x < 0$ с учетом малого размера диффузионной области (заштрихованной частыми линиями на рис. 1) в выражении (6) положим $v = v(t)$.

В постановке задачи указывалось, что локальный источник выбрасывает в атмосферу оксид азота NO , который в результате химических реакций со временем преобразуется в NO_2 , чье интегральное накопление фиксируют приборы. Обозначим суммарное количество NO_2 в вертикальном столбце воздуха, отсчитанное от фонового уровня, как $c(x, y, t)$. Переход NO в NO_2 происходит достаточно сложным путем, для описания которого требуется учесть десятки химических реакций [18]. Скорость реакций зависит от влажности воздуха, интенсивности солнечной радиации, содержания озона в воздухе и т.д. Подробное описание при отсутствии достаточного количества данных, относящихся к конкретному рассматриваемому участку поверхности и интервалу времени, не представляется корректным и не соответствует рассматриваемому нами общему подходу к моделированию экологических задач. Поэтому наиболее оправданным в этой ситуации представляется простейшее описание зависимости c от «времени переноса»:

$$\frac{\partial c}{\partial \tau} = \beta(u - c) - \gamma c, \quad c|_{\tau=0} = 0, \quad (9)$$

где β – эффективный кинетический параметр, характеризующий скорость перехода загрязнения из суммарной формы ($\text{NO} + \text{NO}_2$) в форму NO_2 ; γ – скорость распада NO_2 .

Таким образом, модель процесса состоит из совокупности уравнений (6)–(9). В них содержатся параметры f_0 , β и γ . Выбор этих параметров обсуждается в следующем разделе.

Результаты моделирования

Параметры модели γ , β , f_0 определяются из соображений минимизации квадрата разности модельного решения c^{model} и экспериментальных данных c^{exp} :

$$(\gamma, \beta, f_0) = \text{Argmin} \|c^{\text{model}} - c^{\text{exp}}\|. \quad (10)$$

Решение задачи (10) находилось методом покоординатного спуска.

В качестве начального приближения для γ использовалось $\gamma^{\text{init}} = \gamma_{\text{mod}} = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ c}^{-1}$ из [18]. При построении начального приближения β^{init} , f_0^{init} учитывалось, что β в основном определяется скоростью, с которой нарастает от нуля до максимума наблюдаемая концентрация c в потоке воздуха вблизи источника загрязнения (область 1, рис. 2). Поэтому начальное приближение β^{init} , f_0^{init} бралось как решение обратной задачи

$$(\beta^{\text{init}}, f_0^{\text{init}}) = \text{Argmin}_{x < 0, y = 0} \|c^{\text{init}} - c^{\text{exp}}\|,$$

где $c^{\text{init}}(x)$ – решение (9) при $y = 0$, $x < 0$, т.е. решение задачи

$$v \frac{\partial c^{\text{init}}}{\partial x} = \beta \left(\frac{f_0}{v 2a \sqrt{\pi \tau_0}} \left(2 - e^{-\frac{v}{a^2} x} \right) - c^{\text{init}} \right) - \gamma^{\text{mod}} c^{\text{init}}, \quad (11)$$

$$c^{\text{init}} \Big|_{x = -\frac{a^2}{v} \ln 2} = 0.$$

Область 2 соответствует резкому изменению скорости ветра. В результате мы получили $f_0 = 5775 \cdot 10^{15} \text{ мол.} \cdot \text{см}^{-2} \cdot \text{c}^{-1}$.

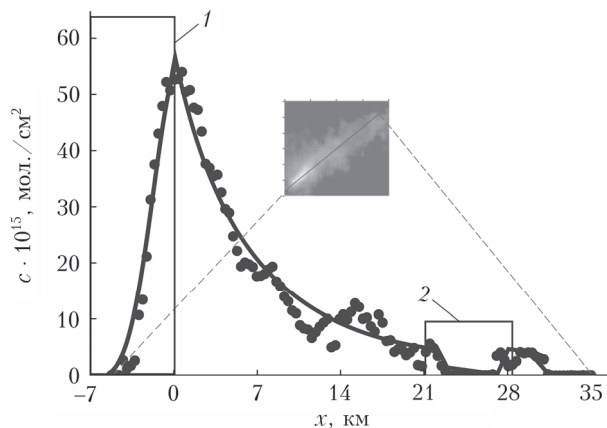


Рис. 2. Сравнение экспериментальных данных (точки) и модельного интегрального по высоте накопления NO_2 (сплошная кривая) в сечении вертикальной плоскостью $y = 0$

Также было установлено, что при $\gamma \in [0,8 \times 10^{-5}] \text{ c}^{-1}$ решение мало изменяется, а при имеющихся данных не представляется возможным выбрать какое-то конкретное значение. В рамках данной модели целесообразно воспользоваться значением $\gamma = \gamma_{\text{mod}} = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ c}^{-1}$.

Результаты моделирования показаны на рис. 3. На нем изображены линии уровня интегрального по высоте накопления NO_2 на всей рассматриваемой области. При получении модельного решения (см. рис. 2, 3) не учитывался боковой ветер из-за отсутствия соответствующей информации.

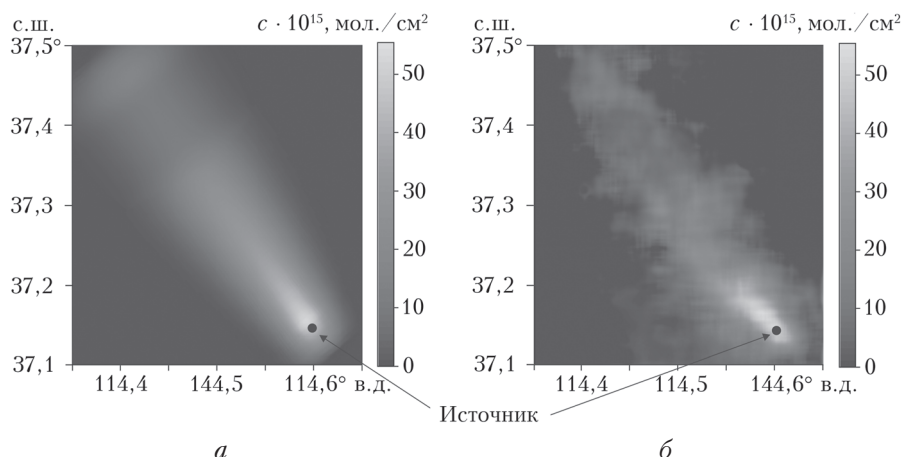


Рис. 3. Линии уровня интегрального по высоте накопления NO_2 : а – модельное решение; б – данные замеров, сделанные в 4:30 UTC 29 сентября 2016 г. в провинции Хэбэй со спутника «Ресурс-П»

В результате моделирования были установлены следующие факты:

1) длина шлейфа составляет ~ 35 км, что хорошо согласуется с данными наблюдений;

2) время формирования шлейфа до момента съемки $t_{\text{obs}} \cdot 1,6$ ч;

3) в процессе расчета шлейфа нами было замечено, что данные наблюдений за распределением загрязнения свидетельствуют об изменении скорости ветра. Это было подтверждено, когда мы обратились к более подробным метеорологическим показателям [11].

Заключение

Результаты настоящей работы состоят в следующем:

1. Определен функциональный вид модели, согласованный по сложности с объемом имеющихся данных. Дальнейшее усложнение модели нецелесообразно ввиду отсутствия более информативных экспериментальных данных.

2. Определена мощность выбросов f_0 .

3. Определено и сопоставлено с опытными данными распределение в воздухе, в зависимости от горизонтальных координат, интегрального по высоте количества NO_2 .

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-29-10080.

1. Пономарев Н.А., Еланский Н.Ф., Кирсанов А.А., Постыляков О.В., Боровский А.Н., Веревкин Я.М. Применение химико-транспортных моделей атмосферы для валидации эмиссий загрязняющих примесей в Москве // *Оптика атмосф. и океана*. 2020. Т. 33, № 2. С. 119–126; Ponomarev N.A., Elansky N.F., Kirsanov A.A., Postilyakov O.V., Borovski A.N., Verevkin Y.M. Application of atmospheric chemical transport models to validation of pollutant emissions in Moscow // *Atmos. Ocean. Opt.* 2020. V. 33, N 4. P. 362–371.
2. Jeričević A., Kraljević L., Grisogono B., Fagerli H., Večenaj Z. Parameterization of vertical diffusion and the atmospheric boundary layer height determination in

the EMEP model // *Atmos. Chem. Phys.* 2010. N 10. P. 341–364.

3. Kuenen J.J.P., Visschedijk A.J.H., Jozwicka M., Denier van der Gon H.A.C. TNOMACC_II emission inventory; a multi-year (2003–2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modeling // *Atmos. Chem. Phys.* 2014. N 14. P. 10963–10976.
4. Elansky N.F. Air quality and CO emissions in the Moscow megacity // *Urban Clim.* 2014. V. 8. P. 42–56.
5. Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control [Electronic resource]. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32008L0001> (last access: 16.01.2020).
6. Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants [Electronic resource]. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32001L0080> (last access: 16.01.2020).
7. GOST 17.2.3.02-78. Nature protection. Atmosphere. Regulations for establishing permissible emissions of noxious pollutants from industrial enterprises [Electronic resource]. URL: <http://www.ekan.ru/sites/docs/GOST-17-2-3-02-78.pdf> (last access: 16.01.2020).
8. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Geneva, 13 November 1979 [Electronic resource]. URL: https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtmsg_no=XXVII-1&chapter=27&clang=en (last access: 6.08.2020).
9. Butler T.M., Lawrence M.G., Gurjar B.R., Van Aardenne J., Schultz M., Lelieveld J. The representation of emissions from megacities in global emission inventories // *Atmos. Environ.* 2008. V. 42, N 4. P. 703–719.
10. Gurjar B.R., Butler T.M., Lawrence M.G., Lelieveld J. Evaluation of emissions and air qualities in megacities // *Atmos. Environ.* 2008. V. 42, N 7. P. 1593–1606.
11. Elansky N.F., Lavrova O.V., Skorokhod A.I., Belikov I.B. Trace gases in the atmosphere over Russian cities // *Atmos. Environ.* 2016. V. 143. P. 108–119.
12. Resurs-P [Electronic resource]. URL: <http://russianspacesystems.ru/bussines/dzz/orbitalnaya-gruppirovka-ka-dzz/resurs-p/> (last access: 16.01.2020).
13. Postilyakov O.V., Borovski A.N., Makarenkov A.A. First experiment on retrieval of tropospheric NO_2 over polluted areas with 2.4-km spatial resolution basing on satellite spectral measurements // *Proc. SPIE*. 2017. V. 10466. P. 104662Y-8.

14. *Postylyakov O.V., Borovski A.N., Elansky N.F., Davydova M.A.* Preliminary validation of high-detailed GSA/RESURS-P tropospheric NO₂ maps with alternative satellite measurements and transport simulations // Proc. SPIE. 2019. V. 11152. P. 106–112.
15. *Hysplit* [Electronic resource]. URL: <https://www.ready.noaa.gov/HYSPLIT.php> (last access: 16.01.2020).
16. *Silam* [Electronic resource]. URL: <http://silam.fmi.fi/index.html> (last access: 16.01.2020).
17. *Давыдова М.А., Еланский Н.Ф., Захарова С.А.* О новом подходе к задаче восстановления вертикального коэффициента турбулентной диффузии в пограничном слое атмосферы // Докл. РАН. 2020. (В печати).
18. *Mukhartova Y.V., Davydova M.A., Elansky N.F., Postylyakov O.V., Zakharova S.A., Borovski A.N.* On application of nonlinear reaction-diffusion-advection models to simulation of transport of chemically-active impurities // Proc. SPIE. 2019. V. 1157. P. 111570X.

N.A. Tikhonov, S.A. Zakharova, M.A. Davydova. **Simulation of the dynamics of a NO₂ plume from a power source.**

The process of the formation of a plume of NO₂ emitted into the atmosphere by a point source is considered with the use of a new method for reconstructing NO₂ distribution fields in the troposphere from GSA Resource-P satellite data and mathematical simulation. The functional form of the model is ascertained, which agrees in complexity with the amount of available experimental information. The values of the model parameters are found. The emission power is calculated. The reliability of the simulation results is estimated from the comparison of the calculations with the experimental data on the distribution of the altitude-integral amount of NO₂ in air depending on the horizontal coordinates.