

УДК 574, ББК 26.23, А 51

С.Н. Степаненко, д.ф.-м.н., В.Г. Волошин, к.г.н.

Одесский государственный экологический университет

ЭЙЛЕРОВА K-GDM МОДЕЛЬ РАСЧЕТА КОНЦЕНТРАЦИИ В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ ВРЕДНЫХ ВЕЩЕСТВ, СОДЕРЖАЩИХСЯ В ВЫБРОСАХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ

На основе решения нестационарного уравнения турбулентной диффузии с заданными величинами составляющих скорости ветра u , v , w и коэффициента турбулентной диффузии k_x , k_y и k_z , получена новая формула для расчета полей концентраций загрязнений воздуха, создаваемых точечными или иными промышленными источниками. Формула учитывает взаимодействие процессов рассеяния и переноса примеси в направлении осей декартовой системы координат. Расчетные формулы позволяют получать поля концентраций над поверхностями любой сложности, при любых метеорологических условиях и скоростях ветра, в том числе и при штиле.

Ключевые слова: качество атмосферного воздуха, уравнение турбулентной диффузии, точечный источник, загрязнение атмосферы.

Введение. Методы математического моделирования позволяют объединить причину и следствие загрязнения атмосферы – давление на среду, т.е. эмиссию загрязняющих веществ в атмосферу и ее состояние, т.е. уровень загрязнения атмосферного воздуха. В этом качестве моделирование загрязнения атмосферы играет роль обратной связи между мониторингом качества атмосферного воздуха и инвентаризацией источников выброса и является единственным инструментом, позволяющим контролировать эффективность проектов, направленных на снижение объема выбросов. Сочетание измерения и моделирования часто оказывается наиболее эффективным методом исследования загрязнения окружающей среды.

В настоящее время существует много моделей позволяющих рассчитывать приземные концентрации загрязнений воздуха в районах действия промышленных источников. Всего насчитывается около 120 моделей различного уровня сложности и назначения, из них можно выделить следующие: ISC (США), ADMS (Англия), AERMOD (Канада, США), MARS (Греция), DISPERSION21 (Швеция), EURAD (Германия), MERCURE (Франция), MILORD (Италия), SLP-2D (Испания), OPS (Нидерланды) и др. Некоторые из них являются законодательно закрепленными как регулирующие (нормативные), другие носят научно-исследовательский характер.

В тоже время, несмотря на обширность проведенных исследований до настоящего времени нет единой методики (модели), позволяющей проводить единообразные расчеты приземных концентраций вредных веществ. Это связано в первую очередь с отсутствием единого научно-методического центра, в работе которого принимали бы участие специалисты многих стран, разрабатывающие основные принципы и алгоритмы прикладных моделей загрязнения атмосферы. Поэтому, для Украины, адаптирующей свою нормативную базу, в том числе и в области мониторинга качества атмосферного воздуха, к требованиям ЕС, важной задачей является выбор математической модели загрязнения атмосферного воздуха.

Последние исследования и публикации. С одной стороны, существующие модели загрязнения атмосферного воздуха могут быть классифицированы по пространственным и временным масштабам их применения, а именно:

1) *Локальные модели.* Временной масштаб описываемых процессов рассеивания составляет от нескольких минут до несколько часов. Пространственный процесс – от нескольких десятков метров до нескольких десятков километров. Структура воздушного потока в основном зависит от характеристик подстилающей поверхности, например, от ее шероховатости и неоднородностей энергетического баланса “атмосфера-поверхность”;

2) *Региональные модели.* Временной масштаб составляет от нескольких часов до нескольких дней. Пространственный масштаб – от нескольких десятков до нескольких сотен километров. Структура переноса примеси отчасти определяется синоптическими процессами и отчасти – гидродинамическими эффектами в пограничном слое;

3) *Глобальные (трансграничные) модели.* Временной масштаб более недели. Пространственный масштаб – от нескольких сотен до нескольких тысяч километров. Структура атмосферных движений, определяющих перенос примеси, формируется крупномасштабными атмосферными процессами.

С другой стороны, исходя из методом математического описания процесса рассеивания примеси, можно выделить три класса моделей загрязнения атмосферного воздуха: гауссовы, эйлеровы и лагранжевы. Расчетные уравнения этих моделей получены с помощью различных схем решения уравнения турбулентной диффузии.

Вычислительные алгоритмы, применяемые для оценки количественных характеристик концентраций в локальных и глобальных моделях переноса, естественно различны.

Основное предназначение локальных моделей состоит в оценке уровней загрязнения воздуха в районах действия одиночных (или суммы) промышленных источников. Каждый источник имеет свои локальные координаты, жестко привязанные к географической системе координат контролируемого промышленного района. Количественные характеристики загрязнения воздуха, при этом должны определяться практически в любой точке контролируемого района, в том числе, например, и вблизи расположения источника. Поэтому, применение, в локальных моделях, нелинейных разностных схем решения уравнения турбулентной диффузии, практически невозможно.

В локальных моделях в качестве расчетных формул используют только аналитические уравнения, которые обязательно содержат координаты расположения рецептора и координаты источника. Распределение концентрации вредных веществ представляется в виде непрерывного вероятностного пространства, мерой которого является числовая скалярная функция, аргументами которой служат элементы поля событий, т.е. числовые характеристики загрязнения воздуха.

Простейшей моделью для расчета приземных концентраций примесей, создаваемых промышленными источниками, является *статистическая гауссова модель* [10]. Именно модели такого типа, наиболее часто применяются в большинстве стран, в т.ч. Европейского Союза, на государственном уровне в нормативных документах для практического регулирования качества воздуха. В основе этой модели лежат представления, что примесь, выбрасываемая непрерывным точечным источником, образует факел, в котором наблюдается симметричное относительно оси факела (нормальное) распределение концентрации частиц примеси.

Основное уравнение статистической гауссовой модели (GDM, Gaussians Diffusion Models) составлено из двух функций плотности вероятностей нормального закона распределения и имеет вид

$$q(x, y, z) = \frac{Q f_F f_W}{2\pi\sigma_y(x)\sigma_z(x)\bar{U}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2(x)}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2(x)}\right) + \exp\left(-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2(x)}\right) \right], \quad (1)$$

где Q – мощность источника выброса; q – концентрация примеси в данной точке пространства; $\sigma_y(x), \sigma_z(x)$ – масштабы диффузии в направлениях соответствующих осей, которые зависят от метеорологических условий и расстояния, пройденного частицей примеси от источника до точки с координатой x , при этом направление оси Ox совпадает с направлением вектора ветра; \bar{U} – средняя скорость ветра на уровне измерения в пределах приземного слоя; z_r – высота точки расположения рецептора; h – эффективная высота источника; f_F и f_W – поправка на обеднение облака примеси за счет сухого осаждения примеси и вымывания осадками.

Из приведенного выражения (1) следует, что значение приземной концентрации прямо пропорционально мощности выброса и обратно пропорционально скорости ветра. Зависимость концентрации примесей от интенсивности вертикального и горизонтального турбулентного рассеяния более сложная, она определяется т.н. масштабами $\sigma_y(x)$ и $\sigma_z(x)$. Зависимость этих турбулентных параметров, являющиеся по сути характеристиками дисперсии примеси, от метеорологических условий определена по многочисленным экспериментальным данным и модельным расчетам.

В моделях гауссова типа информация о скорости ветра, как правило, выбирается из данных ближайшей метеостанции и предполагается, что эта скорость ветра сохраняется в интервале времени, достаточном для переноса примеси до расстояний 20-30 км. Эти расстояния практически являются граничными для статистических моделей факела. Траектория переноса совпадает с направлением вектора ветра, и не изменяются за период распространения до максимальных расстояний.

Выбранные величины расстояний, на которых применимы данные модели, можно пояснить следующим образом. Неизменность метеорологических условий может сохраняться во временном интервале примерно 2-3 час, если, конечно, перенос происходит над равнинной местностью. Тогда, за выбранный временной интервал при скоростях ветра 2-3 м/с частицы примеси пройдут расстояние в 20-30 км.

Статистическая гауссова модель факела может использоваться, если указанные масштабы достаточны для оценки уровня загрязненности воздуха, например, в районах жилой застройки или санитарно-защитной зоны предприятия.

Реализация гауссовых моделей на ЭВМ достаточно проста и время расчетов пренебрежимо мало по сравнению с вводом и выводом информации. В настоящее время продолжают совершенствования моделей этого типа. Создано новое поколение гауссовых моделей, например, AERMOD [9], в которых учитывается изменение направления ветра, более детально моделируется взаимодействие со слоем температурной инверсии, уточнены коэффициенты вертикального и горизонтального рассеяния и пр. Модели дополнены метеорологическими предпроцессорами, которые вычисляют параметры атмосферного пограничного слоя, необходимые при расчетах концентраций загрязнений воздуха.

Нерешенные проблемы. Тем не менее, отметим некоторые недостатки локальных гауссовых моделей загрязнения атмосферы:

1) В моделях предполагается, что вертикальное и горизонтальное турбулентное рассеяние происходит независимо друг от друга. Только это условие позволят объединить две функции плотности вероятностей нормального закона распределения;

2) Координата x расчетной точки не входит в формулу (1), являясь только аргументом масштабов диффузии $\sigma_i(x)$;

3) Не используются составляющие вектора скорости ветра u, v и w , что ведет к линейной траектории переноса примеси;

4) В модели фигурируют дисперсии, характеризующие рассеяния облака примеси по мере удаления от источника. Во многих эмпирических зависимостях $\sigma_i(x)$ ошибочно считается, что дисперсии зависят только от удаления расчетной точки вдоль координатной оси. На самом деле дисперсии зависят от времени, в течение которого облако примеси достигает точки рецептора. Подобная ошибка приводит к нарушению закона сохранения массы диффундирующей примеси.

5) Согласно с формулой (1) в начальный момент времени в точке расположения источника концентрация равна бесконечности, что нарушает условие материального баланса и искажает поле концентраций;

6) Формула (1) не допускает расчетов концентраций при слабых скоростях ветра (менее 1 м/с) и тем более при штиле, что резко снижает ценность этих моделей и ограничивает применение метода при часто встречающихся метеорологических условиях.

Постановка задачи. Учитывая вышеизложенное, сформулируем основные требования к новому поколению эйлеровых моделей (K -GDM модели), которые могли бы заменить

статистические гауссовы модели, дальнейшее теоретическое совершенство которых ограничено самим математическим принципом построения гауссовых моделей.

Такие требования были ранее сформулированы авторами в работах [3, 4, 5] и с некоторыми дополнениями их можно сформулировать следующим образом:

а) Модель должна обеспечивать построение трехмерных полей концентраций в 50-км зоне от точечных и иных постоянно действующих источников, при любых метеорологических условиях над поверхностями любой сложности;

б) В качестве диффузионных параметров модель должна использовать только составляющие коэффициента турбулентной диффузии (коэффициента турбулентной вязкости) k_x , k_y и k_z , т.к. эти характеристики являются выходной продукцией современных моделей атмосферного пограничного слоя и рассчитываются достаточно точно;

в) Модель должна содержать трехмерные координаты источника x_s, y_s, z_s , рецептора x_r, y_r, z_r , составляющие вектора скорости ветра u, v и w , показателя взаимодействия примеси с поверхностью v_s и гравитационную скорость оседания примеси w_g ;

г) Модель должна позволять рассчитывать поля концентраций примесей в районах действия источников при слабых скоростях ветра, в том числе и при штиле;

е) Диффузионное уравнение модели в силу своей фундаментальности должна легко трансформироваться в иные формы уравнений, которые используют экспериментальные данные о масштабах турбулентной диффузии в вертикально неоднородном приземном и пограничном слое атмосферы;

ф) Модель должна выполнять все функции прикладных нормативно-регулирующих моделей.

Цель работы – оценка возможности использования расчетных формул эйлеровой модели, опубликованной в работе [3], в современных нормативных методах расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах промышленных предприятий.

Объект исследования – уравнения эйлеровой модели загрязнения атмосферы.

Модель построена на решении полуэмпирического нестационарного уравнения турбулентной диффузии (УТД). Подробное решение приведено в работе авторов [3]. В предлагаемой статье рассматриваются только вычислительные возможности новой модели. Уравнение турбулентной диффузии решалось с постоянными значениями составляющих скорости ветра u, v, w и коэффициента диффузии k_x, k_y, k_z которые могут быть получены в любой точке расчетной области из выходной продукции модели атмосферного пограничного слоя

$$\frac{\partial q}{\partial t} + u \frac{\partial q}{\partial x} + v \frac{\partial q}{\partial y} + w \frac{\partial q}{\partial z} = k_x \frac{\partial^2 q}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 q}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 q}{\partial z^2} - Q \cdot \delta(x) \delta(y) \delta(z-h), \quad (2)$$

при $x, y \in (-\infty; \infty)$, $z \in (z_0; \infty)$

Взаимодействие примеси с нижней границей задано следующим образом

$$k_z \frac{\partial q}{\partial z} + w_g \cdot q = v_s \cdot q, \quad \text{при } z = z_0,$$

$$\lim_{x, y \rightarrow \pm\infty} q(t, x, y, z) = 0.$$

Положение нижней границы совпадает с высотой слоя шероховатости z_0 . По достижению нижней границы оседающая или невесомая примесь взаимодействует с ней и поток примеси либо отражается, либо поглощается.

Положение верхней границы соответствует, как правило, высоте слоя перемешивания, но взаимодействие примеси с верхней границей оказывает слабое влияние на распределение концентрации примеси у подстилающей поверхности, так как, лишь малая часть оседающей примеси достигает верхней границы, а легкой примеси рассеивается или поглощается в верхней части пограничного слоя.

Для верхней границы задано условие $\lim_{z \rightarrow \infty} q(t, x, y, z) = 0$, что упрощает решение задачи. Вклад неучтенной части примеси отраженной от верхней границы компенсируется фоновой концентрацией постоянно присутствующей в атмосфере.

Решение (2) для мгновенного точечного источника в полупространстве $z_0 \leq z < \infty$ имеет вид

$$q_{is}(t, x, y, z) = e^{-\frac{(x-ut)^2}{4k_x t} - \frac{(y-vt)^2}{4k_y t}} \left(e^{-\frac{(z-h-wt)^2}{4k_z t}} + e^{-\frac{w(h-z_0)}{k_z} - \frac{(z+h-2z_0-wt)^2}{4k_z t}} \right) + e^{-\frac{(x-ut)^2}{4k_x t} - \frac{(y-vt)^2}{4k_y t}} \frac{w_g + 2v_s}{k_z} \int_0^\infty e^{-\frac{w(h-z_0)}{k_z} - \frac{(z+h-2z_0-wt+\xi)^2}{4k_z t} + \frac{v_s \xi}{k_z}} d\xi \quad (3)$$

где h – высота источника находящегося в точке $(0,0,h)$ с производительностью равной единице.

Для постоянно действующего точечного источника, производительность которого задана функцией $Q(t)$, а начальные условия записываются в виде $uq = Q(t)\delta(x)\delta(y)\delta(z-h)$, фундаментальным решением (2) будет

$$q_1(t, x, y, z) = \int_0^t e^{-\frac{(x-u(t-\tau))^2}{4k_x(t-\tau)} - \frac{(y-v(t-\tau))^2}{4k_y(t-\tau)}} \left(e^{-\frac{(z-h-w(t-\tau))^2}{4k_z(t-\tau)}} + e^{-\frac{w(h-z_0)}{k_z} - \frac{(z+h-2z_0-w(t-\tau))^2}{4k_z(t-\tau)}} \right) Q(\tau) d\tau + \frac{w_g + 2v_s}{k_z} \int_0^t e^{-\frac{(x-u(t-\tau))^2}{4k_x(t-\tau)} - \frac{(y-v(t-\tau))^2}{4k_y(t-\tau)}} \left(e^{-\frac{w(h-z_0)}{k_z} - \frac{(z+h-2z_0-w(t-\tau)+\xi)^2}{4k_z(t-\tau)} + \frac{v_s \xi}{k_z}} \right) d\xi Q(\tau) d\tau \quad (4)$$

При условии, что существует предел функции $Q(t)$, стационарной режим и функция $q_{CS}(x, y, z)$ определяются в виде

$$q_{CS}(x, y, z) = \lim_{t \rightarrow \infty} q_1(t, x, y, z) = \frac{Qe^{\frac{ux}{2k_x} + \frac{vy}{2k_y} + \frac{w(z-h)}{2k_z}}}{4\pi\sqrt{k_x k_y k_z}} \times \left(e^{-\frac{1}{2}\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}} + e^{-\frac{1}{2}\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}} \right) \times \left(\frac{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}}}{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}}} + \frac{w_g + 2v_s}{k_z} \int_0^\infty e^{-\frac{w(h-z_0)}{k_z} - \frac{1}{2}\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0-\xi)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}} d\xi \right) \quad (5)$$

Третий член формулы (5) учитывает изменение приземной концентрации для оседающей тяжелой примеси w_g и частичное ее поглощение v_s поверхностью. Асимптотические оценки для интегрального члена формулы (5) различны в зависимости от предельных значений коэффициента поглощения. Если $v_s \rightarrow 0$ более точной является оценка, имеющая вид

$$\int_0^{\infty} e^{-\frac{w_g+2v_s}{2k_z} \xi} \frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0+\xi)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k} + \frac{w^2}{k_z}}}{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0+\xi)^2}{k_z}}} d\xi > \frac{2K_z e^{-\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k} + \frac{w^2}{k_z}}}}{2K_z e^{-\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k} + \frac{w^2}{k_z}}}} \cdot \sqrt{\frac{x^2}{k} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} - 2v_s \sqrt{\frac{x^2}{k} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}}}, \quad (6)$$

что позволяет заменить в формуле (5) соответствующий интегральный член и переписать его в виде

$$q_2(x, y, z) = \frac{Q e^{\frac{ux}{2k_x} + \frac{vy}{2k_y} + \frac{w(z-h)}{2k_z}}}{4\pi k_s \sqrt{k_z}} \times \left[e^{-\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}}{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z-h)^2}{k_z}}}} + e^{-\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}}{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}}}} - \frac{2(w_g + 2v_s) e^{-\frac{1}{2} \frac{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}} \cdot \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}}}{\sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}}}}}{(z+h-2z_0) \sqrt{\frac{u^2}{k_x} + \frac{v^2}{k_y} + \frac{w^2}{k_z}} - 2v_s \sqrt{\frac{x^2}{k_x} + \frac{y^2}{k_y} + \frac{(z+h-2z_0)^2}{k_z}}} \right]. \quad (7)$$

Расчетное уравнение (7) для новой эйлеровой модели получено впервые и названо в [3] “уравнением или формулой SVT”.

Уравнение SVT допускает соответствующие приближения. При очевидном равенстве горизонтальных составляющих коэффициента турбулентности $k_x = k_y = K_y$ и определении коэффициентов диффузии k_z, k_y по соотношениям $K_{y,z} = 0,5 u \sigma_{y,z}^2 x^{-1}$ в работе [3] уравнение (7) приведено к виду уравнения гауссовой модели.

Результаты исследования и их анализ. Сопоставление величин концентраций, рассчитанных по модели ISC(SCREEN) [9,10] и уравнению SVT, выполнено в работе [5]. Для согласования диффузионных параметров входящих в формулы (1) и (7), коэффициенты k_z, k_y в формуле (7) заменялись масштабами диффузии σ_y и σ_z , которые определялись из работы [10].

Расчеты выполнены для трех классов устойчивости: неустойчивой, безразличной и устойчивой стратификации (класс А, D и F соответственно, по классификации Паскуилла-Тернера). Найдено практически полное совпадение расчетных значений по SVT и GDM, что свидетельствует о том, что модель гауссова типа является частным случаем модели SVT.

Сделан вывод, что формула SVT может с успехом использоваться в современных гауссовых моделях, не изменяя при этом достигнутой точности расчета. Более того, можно полностью заменить гауссову формулу (1) на формулу SVT (7), что позволит расширить

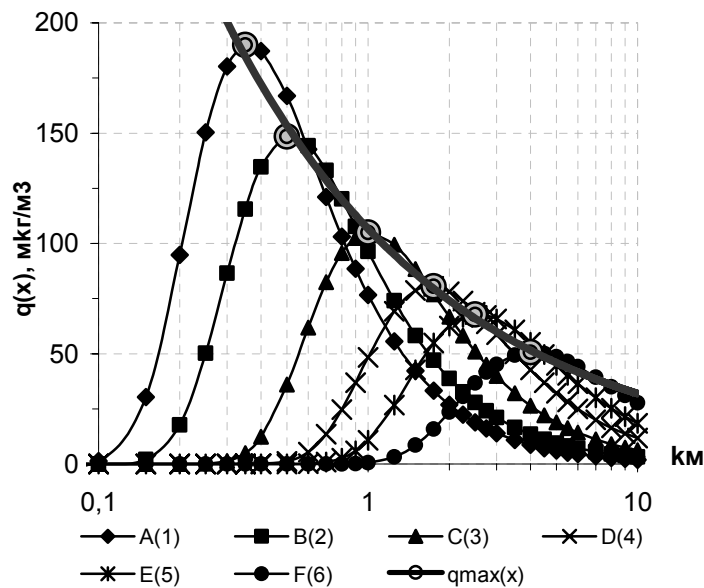
функциональные возможности модели и выйти на новый уровень оценки качества атмосферного воздуха.

В качестве диффузионных параметров в формуле SVT используются только составляющие коэффициента турбулентности k_x, k_y и k_z , так как пространственно-временные характеристики турбулентного режима в пограничном слое всегда могут быть найдены с помощью мезомасштабных метеорологических моделей.

Для оценки коэффициента турбулентности k_z нами введена функция, зависящая от скорости ветра, параметра устойчивости, безразмерного сдвига ветра, шероховатости поверхности и расстояния пройденного частицей от источника до точки рецептора. Функция $k_z = \varphi(x, U, \varphi_u, \zeta, z_0)$ имеет вид :

$$k_z = U_z \frac{\kappa^2 \cdot h_{SBL}}{\ln(z_r / z_0) \cdot \varphi_u} \cdot \left(\frac{x}{x_1} \right)^b ; k_y = k_z \cdot P^{-1}, \quad (8)$$

где U_z – скорость ветра измеренная на высоте z_r в пределах приземного слоя, z_0 – шероховатость поверхности, κ – постоянная Кармана, h_{SBL} – высота приземного слоя атмосферы, как функция параметра устойчивости Монины-Обухова (z/L), x – расстояние, пройденное частицей от источника до точки рецептора ($x = \bar{U}_z \cdot t_{dif}$), x_1 – стандартное расстояние равное 1км, b –показатель степенной функции $k_z \sim \varphi(x)$ [5]; $P=(k_z / k_y)$ – показатель анизотропии турбулентности [5].



A(1) – сильная неустойчивость, B(2) – умеренная неустойчивость, C(3) – слабая неустойчивость, D(4) – нейтральное состояние, E(5)– слабая устойчивость, F(6)– умеренная и сильная устойчивость, $q_{max}(x)$ – тренд, OX – ось расстояний имеет логарифмический масштаб.

Рис. 1 – Распределение вдоль оси OX приземных концентраций $q(x)$ для различных классов устойчивости атмосферы.

Для проверки формулы SVT, с учетом выбранного приближения для k_y и k_z , взят промышленный точечный источник, из методики ОНД86 [8]. Характеристики источника следующие: геометрическая высота 35м, диаметр устья трубы 1,4м, скорость выхода газов

7 м/с, температура газов 125 °С, температура окружающего воздуха 25 °С. Эффективная высота источника определялась по формулам из модели ISC [9,10].

Класс устойчивости атмосферы определялся по классификации GS (Gradations of Stability of Atmosphere) [6,7], специально разработанной для применений в моделях загрязнения атмосферы. Классификация GS предназначена для нахождения турбулентного потока импульса и тепла, а затем и аналога параметра устойчивости Монина-Обухова – $z/L = \zeta \equiv GS$. Далее по соответствию между параметром устойчивости и типом стратификации, находится класс устойчивости от нулевого и первого класса (очень сильная и сильная неустойчивость, класс А по ПТ) до седьмого класса (сильная устойчивость, класс F по ПТ). Нейтральная стратификация, как и в предыдущих классификациях, относится к четвертому классу (класс D по ПТ).

Распределение приземных концентраций $q(x, z=2\text{м})$ по формуле (7) с учетом (8) приведено на рис. 1.

Из рис. 1 следует, что существует практически функциональная зависимость (большие круглые маркеры), максимальных концентраций $y = q(\text{max})$ и расстояний $x = x(q \text{ max})$ для различных классов устойчивости от их положения относительно источника. Эта зависимость представлена степенной функцией вида

$$q_{\text{max}} = 106,7 \cdot x^{-0,524} \cong \frac{107}{\sqrt{x}}, \quad (9)$$

которая согласуется с теоретическими выводами об уменьшении $q(x)$ пропорционально расстоянию с показателем $x^{-0.5}$.

Для сравнения различных моделей загрязнения атмосферы предлагается ввести два безразмерных числовых параметра SV

$$SV_h = \frac{u_d \cdot q_{\text{max}} x_{\text{max}} h_{\text{ef}}}{Q}, \quad (10)$$

$$SV_x = \frac{u_d \cdot q_{\text{max}} x_{\text{max}}^2}{Q}, \quad (11)$$

где q_{max} – максимальная приземная концентрация примеси; x_{max} – расстояние, где наблюдается максимальная приземная концентрация q_{max} ; u_d – скорость ветра, при которой достигается значение q_{max} на расстоянии x_{max} , так называемая “опасная скорость ветра”; h_{ef} – расчетная эффективная высота источника; Q – производительность (эмиссия) источника.

Безразмерные числа (10) и (11) объединяют основные расчетные показатели любой модели загрязнения атмосферы, а именно: максимальную концентрацию, которая имеет место при опасной скорости ветра и заданном классе устойчивости, расстояние, отсчитываемое от источника, на котором достигается наивысший уровень загрязнения воздуха и эффективную высоту источника, которая зависит от скорости ветра и технических характеристик источника.

Поэтому они могут служить неким критерием сравнения моделей загрязнения атмосферы. Понятие “опасная скорость ветра” было введено Берляндом М.Е. в работе [1] и используется в известной нормативной методике расчета загрязнения атмосферы ОНД-86 [8]. Для определения u_d вводятся параметры

$$v_m = 0.65 \sqrt[3]{\frac{v_1 \Delta T}{h}}, \quad f = 10^3 \frac{w_0^3 d}{h^2 \Delta T},$$

где v_1 – объем выброса газовой смеси, d – диаметр устья источника, h – геометрическая высота источника, $w_0, \Delta T$ – скорость и перегрев выходящих газов.

Для достаточно мощных источников нагретых выбросов, значения v_m изменяются в пределах 2-7 м/с, а величина f составляет 0,5–2 м/(с² К). Для слабо нагретых выбросов или

источников малой мощности значения v_m лежат в пределах 0,5-1 м²/с, а f может превышать 10м/(с² К). Как правило, большим f , соответствуют малые v_m , а малым f большие v_m .

Связь между опасной скоростью ветра u_d и параметрами v_m и f согласно [1, 8] следующая

$$u_d = v_m, \text{ если } v_m < 2 \text{ м/с,}$$

$$u_d = v_m(1 + 0,12\sqrt{f}), \text{ если } v_m > 2 \text{ м/с.}$$

Поиск величины опасной скоростью ветра u_d в SVT, как впрочем, и в GDM, построен на процедуре итерации уравнения (7) по скорости ветра при коэффициентах диффузии, соответствующих заданному состоянию атмосферы. Условием, когда $u_z = u_{\max} = u_d$, является смена знака производной dq_{\max} / du_z . Расчеты безразмерных параметров $SV_{h,x}$ можно выполнить для любого типа источника.

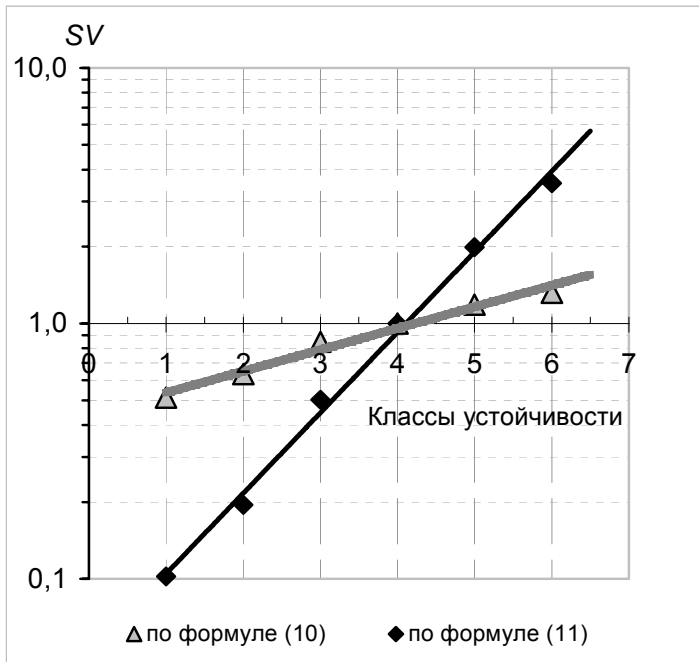


Рис. 2 – Безразмерные числа SV для различных классов устойчивости

На рис.2 показаны зависимости параметров $SV_{h,x}$ от состояний устойчивости атмосферы, рассчитанные по характеристикам промышленного источника по методике ОНД86 [8]. Числовая ось Y представлена в логарифмическом масштабе, ось X (ось категорий) показывает классы устойчивости.

Зависимости параметров (10) и (11) от класса устойчивости хорошо аппроксимируются экспоненциальными функциями

$$SV_h = 0,44 \cdot \exp[0,193 \cdot (z/L)], \quad SV_x = 0,051 \cdot \exp[0,726(z/L)].$$

Таким образом, распределение $q(x)$, как функция расстояния от источника, по SVT отличается от аналогичных распределений по GDM. Максимумы концентраций q_{\max} и расстояний x_{\max} , различны для всех классов устойчивости. Модель GDM занижает уровень приземных концентраций q_{\max} для неустойчивых состояний и завышает расстояния x_{\max} , при сильной устойчивости (класс F).

Выводы.

1. В формуле SVT вместо масштабов диффузии $\sigma_y(x)$, $\sigma_z(x)$ используются коэффициенты

турбулентной вязкости k_y, k_z , являющиеся выходной продукцией мезомасштабных атмосферных моделей. Следовательно, эта формула может с успехом использоваться при оперативном мониторинге состояния атмосферного воздуха.

2. Виявлена практично функціональна залежність максимальних концентрацій $q(\max)$ і відстаней $x(q \max)$ для різних класів стійкості від їх положення відносно джерела.
3. Числовий безрозмірний параметр SV дозволяють узгодити між собою всі основні розрахункові показники моделей, і, очевидно, може служити критерієм, порівняння різних моделей, використовуваних в нормативних (або інших) розрахунках забруднення повітря.
4. Обчислювальні алгоритми моделі SVT легко реалізуються в тривимірній області в прямокутній (або іншій) системі координат при будь-яких просторових розрешеннях.

Список литературы

1. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы.-Л.: Гидрометеиздат, 1975, 439 с.
2. Бызова Н.Л., Гаргер Е.К., Иванов В.Н. Экспериментальные исследования атмосферной диффузии и расчеты рассеяния примеси.- Л.: Гидрометеиздат, 1991, 270 с.
3. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Тупцов С.В. Решение уравнения турбулентной диффузии для стационарного точечного источника //Украинский гидрометеорологический журнал, 2008, № 3, с. 13-25.
4. Степаненко С.Н., Волошин В.Г. Анализ функции плотности распределения концентрации в гауссовых моделях рассеяния примеси в атмосфере //Украинский гидрометеорологический журнал, 2008, № 3, с.5-15.
5. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Тупцов С.В. Новая формула оценки уровня приземных концентраций вредных примесей от промышленных источников //Украинский гидрометеорологический журнал, 2009, № 4, с. 13-25.
6. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Гончаренко Н.Н., Попович П.П. Определение характера стратификации приземного слоя атмосферы для оценки метеорологического потенциала загрязнения воздуха. //Метеорология, климатология и гидрология, 2005, вып.49, стр.27-39.
7. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Гончаренко Н.И. Оценка параметра мезосферности подстилающей поверхности в различных районах Украины. //Метеорология, климатология и гидрология, 2005, вып.49. с. 40-49.
8. ОНД-86. Методика расчета концентрации в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Л.: Гидрометеиздат, 1987.
9. AERMIC, 1995, Formulation of the AERMIC MODEL (AERMOD) (Draft), Regulatory Docket AQM-95-01, AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee (AERMIC).
10. U.S. EPA, 1995b: User's guide for the industrial source complex (ISC3) dispersion models, Volume II – description of model algorithms. U.S. EPA, Research Triangle Park, N.C.

Ейлерова К-GDM модель розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, які містяться у викидах промислових підприємств. С.М. Степаненко, В.Г.Волошин.

На основі рішення нестационарного рівняння турбулентної дифузії з заданими величинами складових швидкості вітру u , v , w і коефіцієнта турбулентної дифузії k_x , k_y і k_z , отримана нова формула для розрахунку полів концентрацій забруднень повітря, які створюються точковими або іншими промисловими джерелами. Формула враховує взаємодію процесів розсіяння домішок у напрямі осей системи координат. Розрахункові формули дозволяють отримувати поля концентрацій над поверхнями будь-якої складності, за будь-яких метеорологічних умов і швидкостей вітру, у тому числі і при штилі без використання масштабів дифузії, які необхідні в гауссових моделях дифузії.

Ключові слова: *якість атмосферного повітря, рівняння турбулентної дифузії, розсіяння, точкове джерело, забруднення атмосфери*

A K-GDM model of calculation of concentration is in atmospheric air of harmful matters which are contained in the troop landings of industrial enterprises. S.N. Stepanenko, V.G. Voloshin.

On the basis of decision of nonstationary equalization of turbulent diffusion with the set sizes of constituents of speed of wind of u , v , w and coefficient of turbulent diffusion of k_x , k_y and k_z , new formula is got for the calculation of the fields of concentrations of contaminations of air. A formula takes into account interposes of dispersion of admixtures communication in the direction of axes of the system of co-ordinates. The formulas of calculations allow to calculate the fields of concentrations above the surfaces of any complication, at any meteorological terms and speeds of wind, including at a calm without the use of Gaussians scales of diffusion.

Keywords: *quality of atmospheric air, equations of turbulent diffusion, dispersions pollutions, point source, contamination of atmosphere*