

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР
ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ И КОНТРОЛЮ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ТРУДЫ
ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
ГЛАВНОЙ ГЕОФИЗИЧЕСКОЙ ОБСЕРВАТОРИИ
им. А. И. ВОЕЙКОВА

Выпуск

467

АТМОСФЕРНАЯ ДИФФУЗИЯ
И ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОЗДУХА

Под редакцией
д-ра физ.-мат. наук М. Е. БЕРЛЯНДА



ЛЕНИНГРАД ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1983

Рассматриваются вопросы теоретических и экспериментальных исследований турбулентной диффузии и загрязнения воздуха. Исследуется влияние рельефа на распространение примесей. Представлены результаты расчета загрязнения атмосферы и сопоставление их с экспериментальными данными.

Приводятся сведения о закономерностях распространения вредных веществ в воздухе, об определении фоновых концентраций и горизонтальном переносе примеси. Обсуждаются результаты изучения климатических характеристик для прогнозирования и предотвращения высоких уровней загрязнения атмосферы.

Исследуется влияние примеси на коррозию металла. Описываются методы определения содержания вредных веществ в воздухе, а также химический состав атмосферных осадков и аэрозолей.

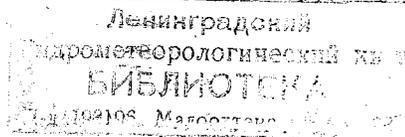
Расчитан на специалистов, занимающихся вопросами метеорологии, гигиены атмосферного воздуха, вентиляции и газоочистки, физики и химии аэрозолей.

Problems of theoretical and experimental investigations of pollutant turbulent diffusion in the atmosphere are considered. The influence of relief on the pollutant transport is investigated. The results of calculations of pollutant concentrations and their comparison with experimental data are presented.

Information on regularities of noxious pollutant diffusion in the atmosphere, on determination of background concentrations and horizontal transport of pollutants is given. Results of the study of climatic parameters for forecasting and prevention from high air pollution levels.

Pollutant effect on corrosion of metals is investigated. Methods for determination of noxious pollutants in the air as well as chemical composition of atmospheric precipitation and aerosols are described.

The volume may be of value for specialists in the field of meteorology, air control, physics and chemistry of aerosols.



А 1903040000-129
069(02)-83 57-81(2).

М. Е. Берлянд, Е. Л. Генихович, И. Г. Грачева

ВЛИЯНИЕ ТЕРМИЧЕСКИ НЕОДНОРОДНОЙ ПЕРЕСЕЧЕННОЙ МЕСТНОСТИ НА СТРУКТУРУ ВОЗДУШНОГО ПОТОКА И ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ПРИМЕСЕЙ

В теории атмосферной диффузии пограничного слоя атмосферы одной из актуальных проблем является изучение структуры воздушного потока и характера распространения примесей в холмистой местности. По этому вопросу в настоящее время заметно увеличилось число публикаций, что связано с большой практической значимостью указанной задачи. В значительной части из них решение задачи выполняется с помощью эмпирических исследований, основанных на использовании гауссовской модели. В [9], например, рассматриваются результаты сопоставления данных натуральных экспериментов и расчета по 58 разным моделям диффузии примеси в пересеченной местности. Все эти модели представляют модификации одной и той же гауссовской формулы и различаются эмпирическими способами априорного задания расстояния от оси факела до подстилающей поверхности, диффузионных коэффициентов σ_y и σ_z и др. (краткий обзор указанных работ, опубликованных в [9]).

В СССР развивается принципиально иной подход к задаче расчета рассеивания примесей в пересеченной местности [2—4]. Он основан на совместном решении системы уравнений гидротермодинамики атмосферы, описывающих турбулентное течение воздушного потока в холмистой местности, и уравнения турбулентной диффузии, позволяющего получить поле концентрации примеси. В качестве первого этапа в работах [2, 4] рассматривалась задача об изменении структуры воздушного потока и поля концентрации примеси за счет чисто динамического влияния препятствия (холма, впадины), связанного с искривлением линий тока воздушного течения вблизи обтекаемого препятствия.

Полученные результаты позволили разработать схему расчета характеристик загрязнения для источника, расположенного

в сложных орографических условиях. Вместе с тем определенную роль играют как стратификация воздушного потока, так и термическая неоднородность подстилающей поверхности, связанная с различной инсоляцией склонов, неоднородным распределением альбедо на различных участках поверхности и др. Возникающие в результате дополнительные искажения воздушного потока могут приводить к образованию локальных очагов пониженного и повышенного загрязнения.

В работе [11] проведено исследование влияния различных типов стратификации набегающего воздушного потока на поле ветра и характер распространения примеси над отдельным препятствием (холмом). Из этой работы следует, что стратификация существенно влияет на характеристики потока и на процесс диффузии примеси. В частности, при устойчивой стратификации приземные концентрации существенно больше, чем при других условиях, так как ось факела ближе всего проходит к поверхности препятствия.

В последнее время авторами рассматривались вопросы учета влияния термически неоднородных препятствий на структуру воздушного потока и характер распространения примесей. Математическая модель, описывающая этот процесс, была сформулирована в работе [3]. В настоящей статье излагается более детальная постановка задачи и результаты расчетов, выполненных по этой модели, а также некоторые практические рекомендации по учету влияния термически неоднородного рельефа местности на загрязнение воздуха.

1. Постановка задачи. Процедура получения системы уравнений, описывающих турбулентное течение и диффузию в области с криволинейной границей, развита в работах [1, 2]. Основными моментами при этом являются:

1) совместное решение замкнутой системы уравнений, позволяющей определить искомые средние и пульсационные характеристики течения;

2) использование координат, связанных с границей области течения;

3) применение упрощений теории пограничного слоя и упрощений Буссинеска теории свободной конвекции;

4) замена в случае препятствий сравнительно малой высоты слагаемого, учитывающего силу Кориолиса, модельным слагаемым, используемым для аппроксимации этой силы.

Для однородного в перпендикулярном ветру направлении рельефа местности в качестве координат, связанных с границей области течения, используются переменные Буссинеска: потенциал скоростей φ и функция тока ψ потенциального течения в рассматриваемой области. При этом существенно [7], что отображение $\omega = \omega(\zeta)$, где $\omega = x + iz$, а $\zeta = \varphi + i\psi$, является конформным и переводит верхнюю полуплоскость потоковых переменных (φ, ψ) в физическую область течения, заданную в декартовых координатах (x, z), а модуль производной отображения

$V = \left| \frac{d\zeta}{d\omega} \right|$ есть модуль скорости потенциального течения в рассматриваемой области.

При использовании переменных Буссинеска в уравнениях движения фигурируют и «потокосые» компоненты скорости вдоль линии тока ($\psi = \text{const}$) и вдоль линии равного потенциала ($\Phi = \text{const}$). Порядок преобразования и упрощения этих уравнений, а также перехода к безразмерным переменным подробно описан в [3, 4]. Заметим только, что для целей численного решения в получившейся системе удобно перейти к отклонениям от характеристик набегающего потока и ввести замену переменных в направлении «потокосвой вертикали».

Результирующая система уравнений, преобразованная в соответствии со сказанным выше, включает уравнения: движения

$$\begin{aligned} \overset{\circ}{k} u_1 \frac{\partial u_1'}{\partial \xi_1} + u_3 \frac{\partial u_1'}{\partial \xi_3} = \frac{\partial}{\partial \xi_3} \frac{k}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial u_1'}{\partial \xi_3} + (1 - u_1^2) \frac{k}{V} \frac{\partial V}{\partial \xi_1} + \\ + \frac{\partial}{\partial \xi_3} \left[\left(\frac{k}{\overset{\circ}{k}} - \frac{V_\infty^3}{V^3} \right) \frac{d\overset{\circ}{u}}{d\xi_3} \right] + \frac{\overset{\circ}{k} \mu V_\infty^2}{V^2} \frac{\partial}{\partial \xi_1} \int_{\xi_3}^{\infty} \vartheta \overset{\circ}{k} d\xi_3 - u_3 \frac{d\overset{\circ}{u}}{d\xi_3}; \quad (1) \end{aligned}$$

притока тепла

$$\begin{aligned} \overset{\circ}{k} u_1 \frac{\partial \vartheta}{\partial \xi_1} + u_3 \frac{\partial \vartheta}{\partial \xi_3} = \frac{\partial}{\partial \xi_3} \frac{k}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial \vartheta}{\partial \xi_3} - u_3 \frac{d\overset{\circ}{\theta}}{d\xi_3} + \\ + \frac{\partial}{\partial \xi_3} \left[\left(\frac{k}{\overset{\circ}{k}} - \frac{V_\infty^2}{V^2} \right) \frac{d\overset{\circ}{\theta}}{d\xi_3} \right]; \quad (2) \end{aligned}$$

баланса кинетической энергии турбулентности

$$\begin{aligned} \overset{\circ}{k} u_1 \frac{\partial b'}{\partial \xi_1} + u_3 \frac{\partial b'}{\partial \xi_3} = \alpha_b \frac{\partial}{\partial \xi_3} \frac{k}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial b'}{\partial \xi_3} + \\ + \frac{c^{1/2} \overset{\circ}{k}' V^3}{\overset{\circ}{k} V_\infty^2} \left[\left(\frac{\partial u_1}{\partial \xi_3} \right)^2 + \frac{4}{V} \frac{\partial V}{\partial \xi_3} u_1 \frac{\partial u_1}{\partial \xi_3} - \frac{k^2 V_\infty^4 b^2}{k^2 V^4} \right] + \\ + c^{1/2} \left\{ \left[\left(\frac{V}{V_\infty} - 1 \right) \frac{d\overset{\circ}{u}}{d\xi_3} + \frac{V}{V_\infty} \frac{\partial u_1'}{\partial \xi_3} \right] \left(\frac{V}{V_\infty} \frac{\partial u_1}{\partial \xi_3} + \frac{d\overset{\circ}{u}}{d\xi_3} \right) + \right. \\ + \frac{4}{V} \frac{\partial V}{\partial \xi_3} u_1 \frac{\partial u_1}{\partial \xi_3} - \overset{\circ}{k}^2 \left[\left(\frac{V_\infty}{V} \frac{\overset{\circ}{k}}{\overset{\circ}{k}} - 1 \right) \frac{\overset{\circ}{b}}{\overset{\circ}{k}} + \frac{V_\infty}{V} \frac{b'}{\overset{\circ}{k}} \right] \times \\ \times \left. \left(\frac{V_\infty}{V} \frac{b'}{\overset{\circ}{k}} + \frac{\overset{\circ}{b}}{\overset{\circ}{k}} \right) \right\} - u_3 \frac{d\overset{\circ}{b}}{d\xi_3} + \alpha_b \frac{\partial}{\partial \xi_3} \frac{k'}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial \overset{\circ}{b}}{\partial \xi_3} - \\ - \mu c^{1/2} \overset{\circ}{k} \frac{V_\infty}{V} \frac{\partial \vartheta}{\partial \xi_3} + c^{1/2} \mu \frac{d\overset{\circ}{\theta}}{d\xi_3} \left(\overset{\circ}{k} - \overset{\circ}{k} \frac{V_\infty}{V} \right); \quad (3) \end{aligned}$$

неразрывности

$$\overset{\circ}{k} \frac{\partial u_1'}{\partial \xi_1} + \frac{\partial u_3}{\partial \xi_3} = 0; \quad (4)$$

турбулентной диффузии пассивной примеси

$$\overset{\circ}{k} u_1 \frac{\partial \bar{q}}{\partial \xi_1} + u_3 \frac{\partial \bar{q}}{\partial \xi_3} = \frac{\partial}{\partial \xi_3} \frac{\overset{\circ}{k}}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial \bar{q}}{\partial \xi_3}. \quad (5)$$

Также использовалось дополнительное соотношение между коэффициентом турбулентного обмена и энергией турбулентности:

$$\frac{dk'}{\partial \xi_3} - \frac{k'}{b'} \frac{d\overset{\circ}{b}}{d \xi_3} = \frac{\overset{\circ}{k}}{b} \frac{\partial b'}{\partial \xi_3} - \frac{\overset{\circ}{k}}{b} \frac{b'}{b} \frac{d\overset{\circ}{b}}{d \xi_3} + \alpha k' \left(\frac{V_\infty}{V} \sqrt{\overset{\circ}{b}} - \sqrt{\overset{\circ}{b}} \right), \quad (6)$$

где $u_1 = \overset{\circ}{u} + u_1'$; $b = \overset{\circ}{b} + b'$; $k = \overset{\circ}{k} + k'$; $\varphi = V_\infty L \xi_1$; $\psi = V_\infty L \int_0^{\xi_3} \overset{\circ}{k}(\xi_3) d\xi_3$.

В системе (1)–(6) приняты следующие обозначения: u , b , k — составляющая скорости вдоль линии тока, энергия турбулентности и коэффициент обмена, нормированные соответственно на V , $c^{-1/2} V_\infty^2$ и $V_\infty L$, а $\overset{\circ}{u}$, $\overset{\circ}{b}$ и $\overset{\circ}{k}$ — их значения в набегающем потоке; \bar{q} — концентрация от линейного источника, нормированная на $\frac{V_\infty L}{M}$; Θ и ϑ — потенциальная температура воздуха в набегающем потоке и отклонение от нее в области течения, нормированные на характерный масштаб $\Delta\Theta$ температурных возмущений подстилающей поверхности; V_∞ — значение модуля скорости потенциального потока V на бесконечном удалении от нижней границы области течения; L — характерный горизонтальный масштаб неровностей подстилающей поверхности; M — мощность источника; $\mu = \frac{g}{\theta} \frac{L\Delta\Theta}{V_\infty^2}$, где g — ускорение свободного падения; α_b и c — константы, которые были приняты равными 0,73 и 0,046 соответственно. Заметим, что параметр μ , по сути дела, характеризует число Фруда.

Система (1)–(4) дополняется следующими краевыми условиями:

$$\text{при } \xi_1 \rightarrow -\infty: u_1' = \vartheta = b' = 0;$$

$$\text{при } \xi_3 = 0: u_1' = u_3 = 0; \vartheta = \bar{f}(\xi_1);$$

$$b' = \left[\left(\frac{V}{V_\infty} - 1 \right) \overset{\circ}{b}^{1/2} + \frac{V}{V_\infty} \sigma \right] \left[\left(\frac{V}{V_\infty} + 1 \right) \overset{\circ}{b}^{1/2} + \frac{V}{V_\infty} \sigma \right];$$

$$k' = \alpha \xi_{00} \left(\frac{V_\infty}{V} \overset{\circ}{b}^{1/2} - \overset{\circ}{b}^{1/2} \right); \quad \frac{\overset{\circ}{k}}{\overset{\circ}{k}} \frac{\partial \bar{q}}{\partial \xi_3} = 0;$$

$$\text{при } \xi_3 \rightarrow \infty: u' = \vartheta = b' = 0; \quad \bar{q} \rightarrow 0. \quad (7)$$

Здесь $\sigma = \frac{1}{v_*} \frac{\partial u_1}{\partial \xi_3} \Big|_{\xi_3=0}$, \bar{v}_* — нормированная на V_∞ динамическая скорость в набегающем потоке, $\bar{f}(\xi_1)$ — функция, характеризующая распределение температуры подстилающей поверхности, ξ_{00} — потоковый параметр шероховатости, $\kappa = 0,4$ — постоянная Кармана.

При численном решении (1)–(7) набегающий поток предполагается стратифицированным безразлично, причем вид функций $\dot{u}(\xi_3)$ и $\dot{\Theta}(\xi_3)$ задавался, а \dot{b} и \dot{k} определялись так, чтобы обеспечить асимптотическое выполнение системы (1)–(7) для $\xi_1 \rightarrow \infty$;

$$\begin{aligned} &\text{при } 0 \leq \xi_3 < \frac{1}{v_*^2}: \quad \dot{u} = v_*^2 \xi_3; \\ &\dot{b} = v_*^2; \quad \dot{k} = \kappa v_* \xi_{00} e^{\kappa v_* \xi_3}; \quad \Theta = \Theta_{00}, \\ &\text{при } \frac{1}{v_*^2} \leq \xi_3: \quad \dot{u} = 1; \quad \dot{b} = \frac{v_*^2}{\left(1 - \frac{\kappa}{r v_*} + \frac{\kappa v_* \xi_3}{r}\right)^2}; \\ &\dot{k} = \frac{\kappa v_* (h + \xi_{00})}{\left(1 - \frac{\kappa}{r v_*} + \frac{\kappa v_* \xi_3}{r}\right)^{r-2}}; \quad \Theta = \Theta_{00}, \end{aligned} \quad (8)$$

где $r = (6\kappa^2 \alpha_b)^{1/2} / c^{1/4} \approx 1,8$; h — безразмерная высота приземного слоя, определяемая соотношением

$$\frac{v_*}{\kappa} \ln \frac{h + \xi_{00}}{\xi_{00}} = 1.$$

Начальное условие для уравнения переноса примеси принималось в виде

$$\bar{q} \Big|_{\xi_1 = \xi_{1H}} = \frac{1}{u_1(\xi_{1H}, \xi_{3H}) \dot{k}} \delta(\xi_3 - \xi_{3H}).$$

Здесь $\delta(\xi_i)$ — дельта-функция Дирака, а ξ_{1H} и ξ_{3H} — потоковые координаты источника.

Область течения задавалась как и в [3] конформным отображением:

$$\begin{aligned} t = \tau + \frac{\lambda}{\pi} \left[\ln \frac{d - \tau}{d + \tau} + p(\tau) \ln \frac{1 + d - \tau}{d - \tau} - p(-\tau) \ln \frac{1 + d + \tau}{d + \tau} + \right. \\ \left. + 24 \gamma \tau^3 + (6 \gamma^3 - 9 \gamma) \tau \right], \end{aligned} \quad (9)$$

где

$$\begin{aligned} p(\tau) &= 1 + 10(d - \tau)^3 + 15(d - \tau)^4 + 6(d - \tau)^5, \\ \gamma &= 2d + 1; \quad t = \frac{\omega}{L} = \frac{x + iz}{L}; \quad \tau = \frac{\zeta}{V_\infty L} = \frac{\varphi + i\psi}{V_\infty L}, \end{aligned}$$

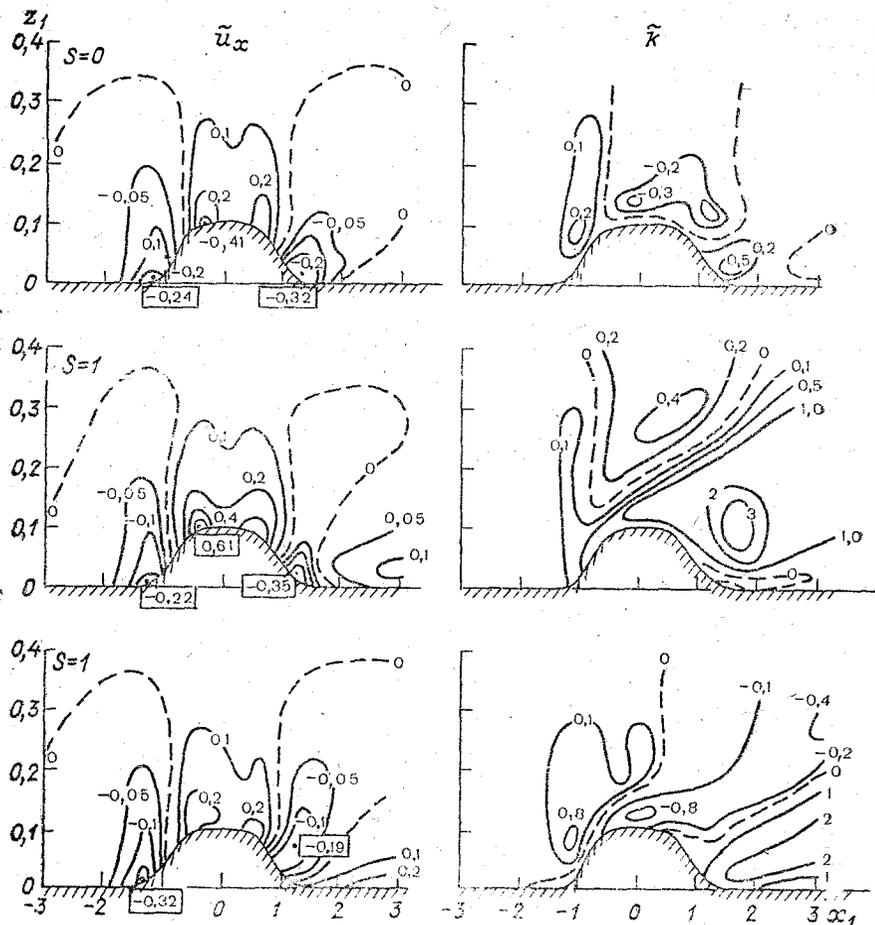


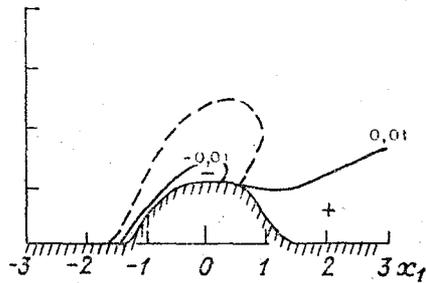
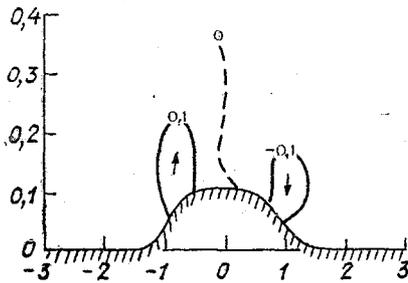
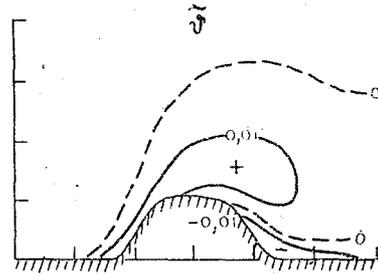
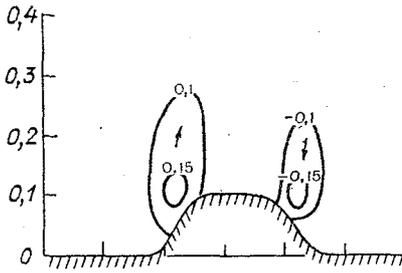
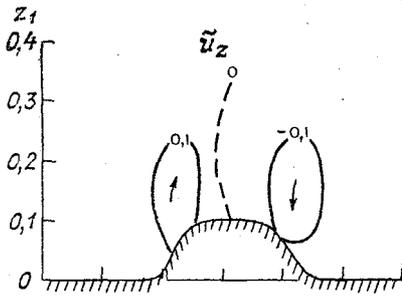
Рис. 1. Изолинии функций \bar{u}_x , \bar{k} .

L — потоковая протяженность бокового склона препятствия, λ и d — безразмерные высота (глубина) препятствия и протяженность его плоской центральной части. Форма препятствия, соответствующего отображению (9), для $\lambda > 0$ и $\lambda < 0$ показана в нижних частях рис. 1 и 2.

Система уравнений (1) — (7) решалась численно на ЭВМ БЭСМ-6 методом сеток. При этом применена следующая конечно-разностная аппроксимация:

$$a_{ii}^{j-1/2} \frac{f_{ii}^j - f_{ii}^{j-1}}{\Delta x} + b_{ii}^{j-1/2} \frac{\varepsilon(f_{ii}^j - f_{ii-1}^j) + (1 - \varepsilon)(f_{ii}^{j-1} - f_{ii-1}^{j-1})}{\Delta z} =$$

$$= \frac{1}{\Delta z^2} \{ (1 - \varepsilon)(f_{ii+1}^{j-1} - f_{ii}^{j-1}) + \varepsilon(f_{ii+1}^j - f_{ii}^j) \} C_{ii+1/2}^{j-3/2} -$$



$\tilde{\theta}$ и \tilde{u}_z в окрестностях холма.

$$\begin{aligned}
 & - [(1 - \varepsilon)(f_{ii}^{-1} - f_{ii-1}^{-1}) + \varepsilon(f_{ii} - f_{ii-1})] C_{ii-1/2}^{-1/2} + \\
 & + d_{ii}^{j-1/2} + e_{ii}^{j-1/2} [(1 - \varepsilon)f_{ii}^{-1} + \varepsilon f_{ii}]; \\
 & \frac{1}{2\Delta x} [(\rho u)_i^j - (\rho u)_{i-1}^{j-1}] + \frac{1}{2\Delta x} [(\rho u)_{i+1}^j - (\rho u)_{i+1}^{j-1}] + \\
 & + \frac{1}{\Delta z} [(\rho w)_{i+1}^{j-1/2} - (\rho w)_i^{j-1/2}] = 0. \quad (10)
 \end{aligned}$$

Вес ε может быть выбран различным для каждого уравнения ($\frac{1}{2} \leq \varepsilon \leq 1$). Поскольку матрица системы алгебраических уравнений трехдиагональная, ее обращение осуществлялось с использованием метода прогонки [8].

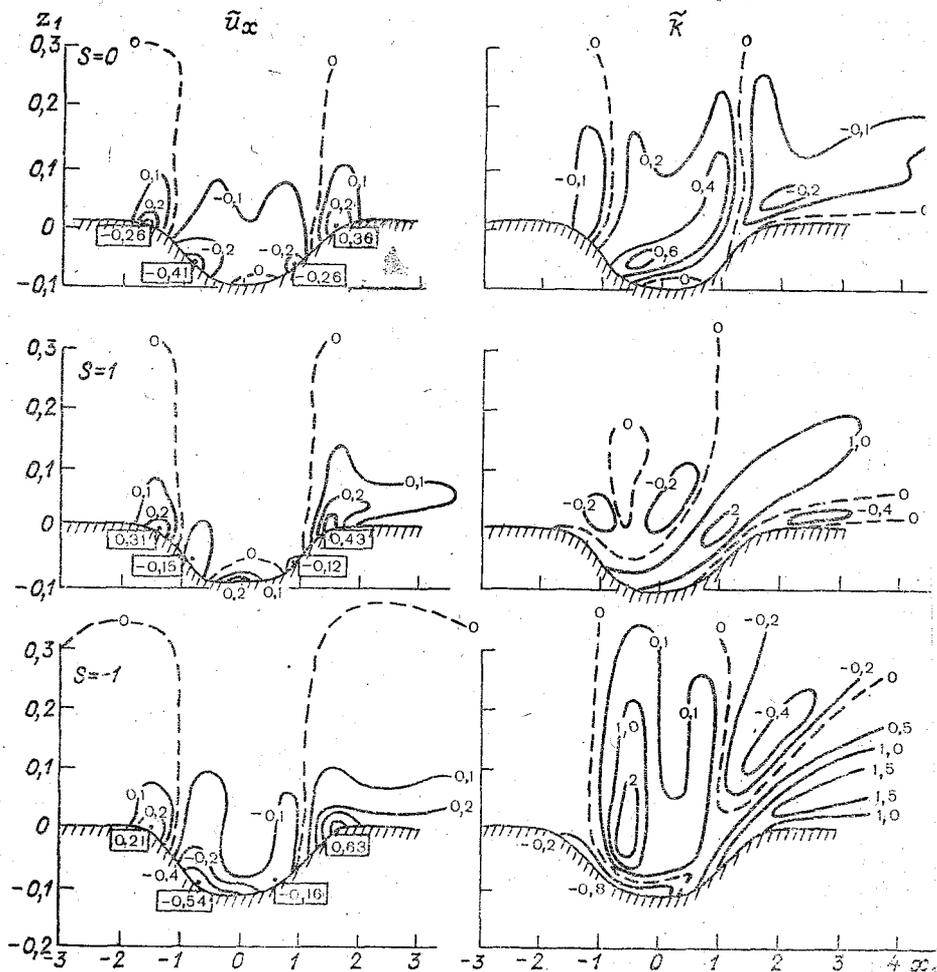


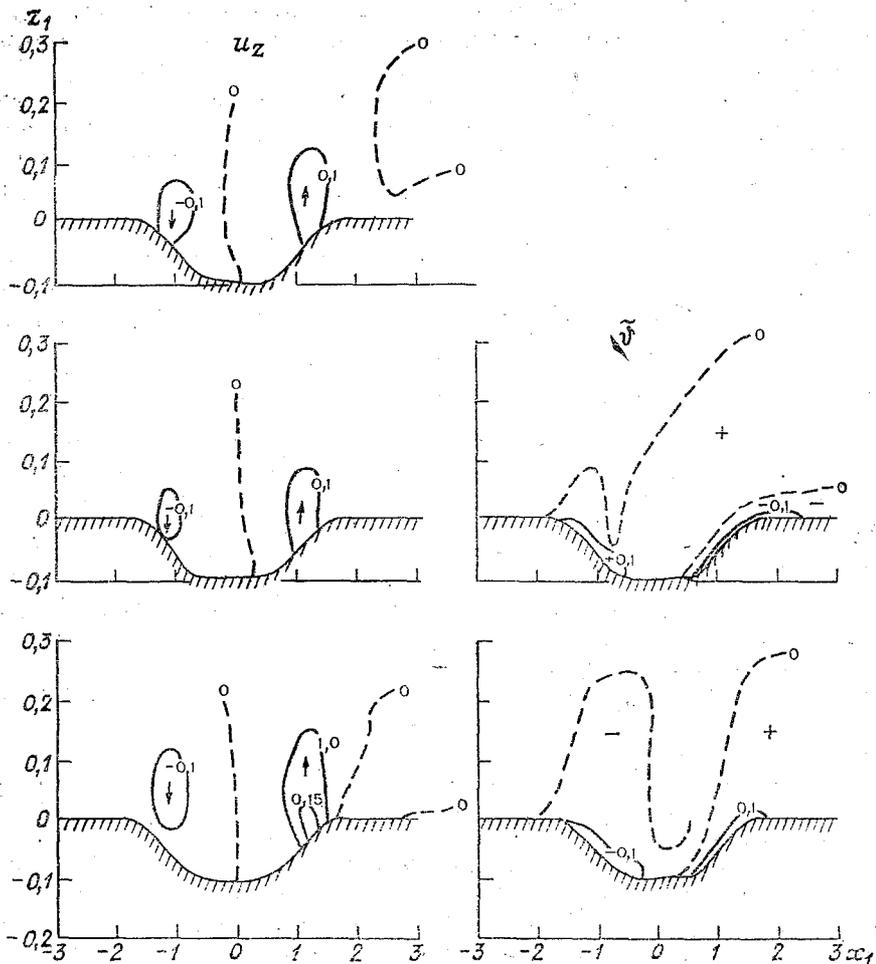
Рис. 2. Изолинии функций \tilde{u}_x , \tilde{K}

2. Трансформация воздушного потока. Для того чтобы раздельно оценить динамическое и термическое влияние препятствий, численные эксперименты проводились как для случая термически однородной (ненагретой), так и для случая термически неоднородной подстилающей поверхности, причем граничное условие для температуры задавалось в виде

$$\partial|_{\xi_3=0} = Sf(\xi_1),$$

где

$$f(\xi_1) = \begin{cases} 1 & \text{при } -d-1 \leq \xi_1 < -p \\ -1 & \text{при } d \leq \xi_1 < d+1 \\ 0 & \text{в остальных случаях.} \end{cases}$$



θ и u_z в окрестностях впадины.

Параметру S придавались следующие значения: $S=0$ (случай, когда термические возмущения отсутствуют), $S=1$ (наветренный склон препятствия на $\Delta\Theta$ теплее, а подветренный — на $\Delta\Theta$ холоднее, чем горизонтальные поверхности) и $S=-1$ (наветренный склон на $\Delta\Theta$ холоднее, а подветренный на $\Delta\Theta$ теплее горизонтальных поверхностей). Сравнение вариантов с $S=1$ и $S=-1$ позволяет оценить изменение вклада термических эффектов в структуру воздушного потока и особенности распространения примеси в пересеченной местности, вызванное суточным ходом температуры подстилающей поверхности (точнее, различиями в инсоляции склонов препятствия при различной высоте Солнца). Для остальных параметров были приняты следующие

значения: $\lambda=0,1$ (холм) или $\lambda=-0,1$ (впадина); $d=0,5$; $\xi_{00} = 2 \cdot 10^{-5}$; $h=0,3$; $\mu=0$ (эффекты плавучести не учитываются или $\mu=50$).

Для удобства интерпретации полученные результаты пересчитаны в безразмерные декартовы координаты $x_1=x/L$ и $z_1=z/L$ и пронормированы на соответствующие характеристики набегающего потока, если последние не равнялись нулю. При этом использованы следующие обозначения:

$$\tilde{u}_x = \frac{u'(x_1, z_1)}{\bar{u}(z)}; \quad \tilde{k} = \frac{k'(x_1, z_1)}{\bar{k}(z_1)}; \quad \tilde{u}_z = u_z(x_1, z_1); \quad \vartheta = \vartheta(x_1, z_1). \quad (11)$$

Здесь u'_x — отклонение x -компоненты безразмерной скорости (нормированной на V_∞) от аналогичной характеристики в набегающем потоке u , u_z — z -компонента безразмерной скорости.

Изолинии функций \tilde{u}_x , \tilde{u}_z , \tilde{k} и ϑ в окрестностях холма и впадины приведены на рис. 1 для направления ветра слева направо.

Анализ полученных результатов позволяет сделать следующие выводы.

Горизонтальная компонента скорости наиболее устойчива к термическим возмущениям подстилающей поверхности. Независимо от значения S воздушный поток в передней части наветренного склона холма и на подветренном склоне тормозится ($\tilde{u}_x < 0$), а над вершиной холма разгоняется ($\tilde{u}_x > 0$). При использованных расчетных параметрах как торможение, так и разгон не превосходили $\pm 60\%$. Однако несмотря на небольшую изменчивость, даже из анализа решения \tilde{u}_x видно, что для области течения над наветренным склоном распределение температуры соответствующее $S=-1$ (наветренный склон имеет отрицательный перегрев, а подветренный — положительный), приводит к более заметным возмущениям воздушного потока, чем в случае $S=+1$ (обратная картина распределения температуры).

Полученный результат связан с тем, что при $S=-1$ динамические и термические возмущения складываются, а при $S=1$ вычитаются. Действительно, положительный перегрев наветренного склона должен приводить к возникновению бризовых эффектов, связанных с ускорением потока над нагретым участком (за счет движения воздушной массы на нагретый склон). В то же время динамическое влияние холма, связанное с искривлением линий тока, приводит к торможению потока, т. е. противоположно влиянию термического возмущения при $S=1$. В случае же $S=-1$, как легко видеть, эффекты направлены в одну сторону.

Аналогичный физический механизм обеспечивает достижение максимального значения разгона в начале верхнего плато холма при $S=1$ и т. д. Этот же механизм позволяет интерпретировать результаты, полученные для \tilde{u}_z . Как и следовало ожидать, положительный перегрев наветренного склона приводит к усилению восходящих токов, а отрицательный перегрев подветренного

клона — к усилению нисходящих токов. Обратное распределение температуры нивелирует возмущения \bar{u}_z . Интересно отметить, что разработанная модель позволяет получить профили ертикальной скорости, имеющие экстремум на некотором уровне над поверхностью холма, хотя при выводе уравнений были спользованы упрощения теории пограничного слоя.

Наиболее существенно термическая неоднородность подстилающей поверхности влияет на турбулентные характеристики потока. Действительно, как видно из рис. 1, в случае $S=0$ поле функции \bar{k} характеризуется наличием положительной аномалии над наветренным и подветренными склонами холма (последняя имеет в 2 раза большую амплитуду) и отрицательной аномалией над вершиной холма, где линии тока сгущаются, т. е. поток прижимается к поверхности. Положительный перегрев наветренного склона ($S=1$) и связанная с ним деформация поля скорости приводят практически к исчезновению положительной аномалии турбулентного обмена над наветренным склоном и к резкому увеличению (на порядок и более) турбулентности над вершиной и подветренным склоном холма. При этом область отрицательной аномалии над холмом как бы вытесняется наверх, в результате чего вертикальные профили коэффициента турбулентности над препятствием приобретают осцилляторный характер.

Интересно отметить, что при $S \neq 0$ изолинии функции \bar{k} как бы «сносятся» воздушным потоком, что связано с образованием температурных погранслоев от неоднородно перегретых участков границы (см. рис. 1). В этой связи следует подчеркнуть, что изменение поля характеристик турбулентного обмена под влиянием термической неоднородности рельефа местности формируется в результате взаимодействия двух факторов: за счет изменения поля скоростей воздушного потока под влиянием «термической составляющей» градиента давления, приводящего к изменению динамического сдвига потока, и за счет изменения распределения температуры, приводящего к вариациям термического сдвига потока. При этом наличие участков подстилающей поверхности, имеющих перегрев разного знака, может привести к формированию немонотонного профиля температуры, т. е. возникновению инверсионных слоев. Отрицательный перегрев наветренного склона ($S=-1$) приводит к усилению соответствующей положительной аномалии турбулентного перемешивания, а также отрицательной аномалии над вершиной холма.

Для течения в окрестности впадины, естественно, упомянутые физические механизмы сохраняются. Однако для впадины градиент давления имеет знак, обратный знаку градиента давления для холма, так что на наветренном склоне впадины поток сначала разгоняется, а затем в районе дна впадины тормозится; далее снова идет область разгона, совпадающая с подветренным склоном, и область торможения за препятствием. Поэтому «резонанс» термических и динамических возмущений в соответ-

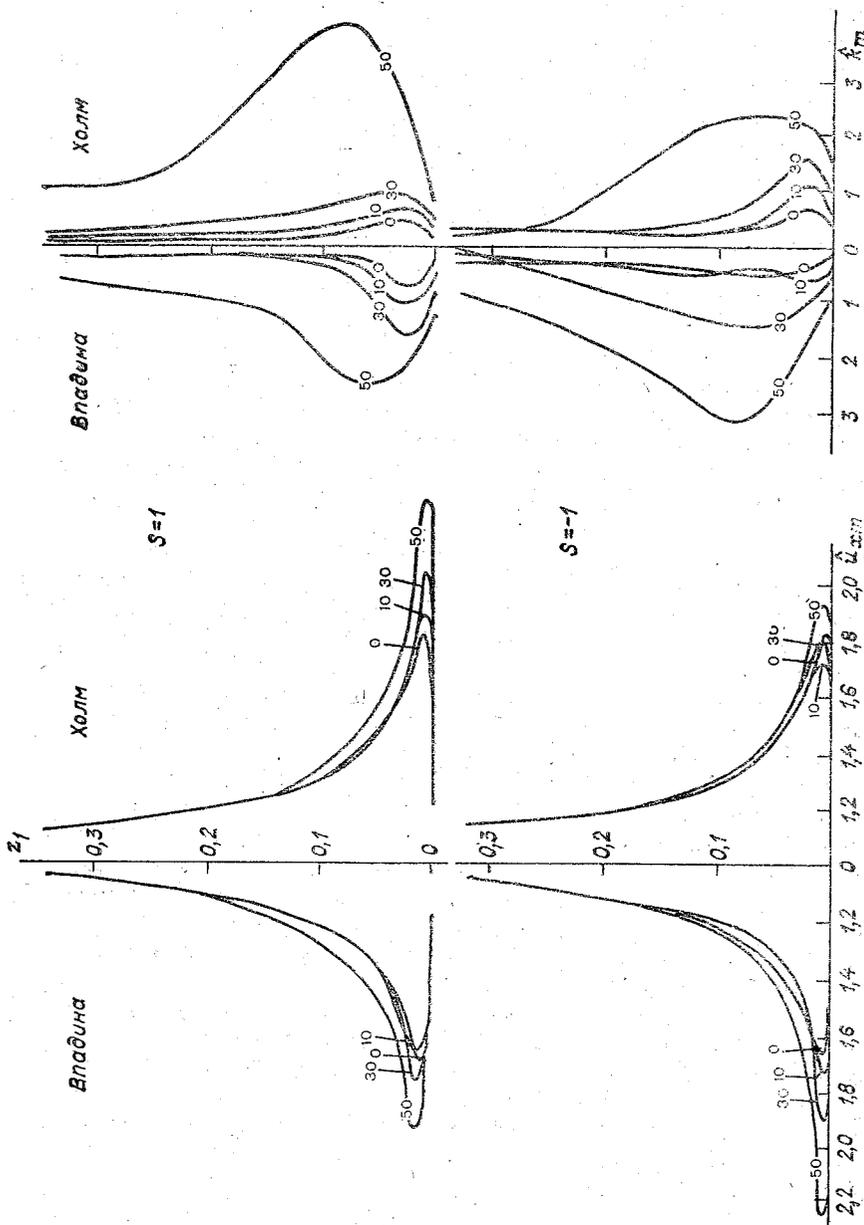


Рис. 3. Зависимость z_1 от $l_{ат}$ для разных значений параметра S

гвенных точек холма и впадины достигается при S , имеющих ротивоположные знаки (см. рис. 2). Так, максимальный разгон стока перед впадиной отмечен при $S=1$, а максимальное торможение вблизи дна — при $S=-1$. Наибольшее увеличение эртикальных скоростей связано с отрицательным перегревом аветренного склона и положительным перегревом подветренно-го ($S=-1$). Максимальное усиление турбулентного перемещи-ания над впадиной отмечается при $S=-1$. Действительно, этом случае район подветренного склона, где и без учета тер-ичёских эффектов отмечается усиление турбулентности, оказы-ается неустойчиво стратифицированным.

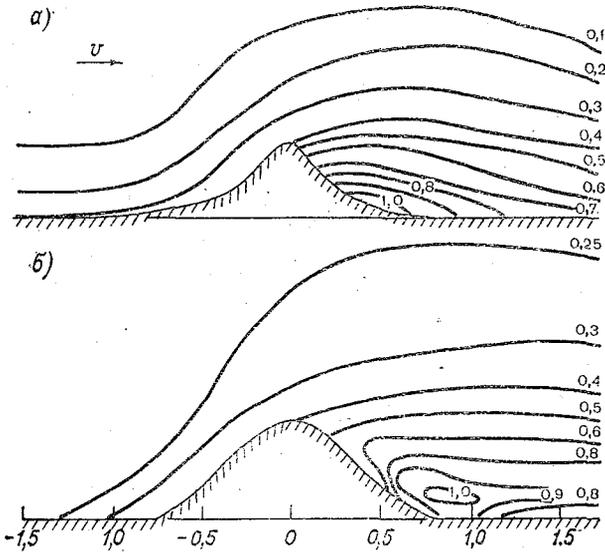


Рис. 4. Измеренные (а) и рассчитанные (б) значения безразмерной энергии турбулентности \hat{b} .

С целью оценки влияния других определяющих параметров были также выполнены расчеты для $\mu=10$ и $\mu=30$ при параметре шероховатости $\xi_{00}=2 \cdot 10^{-4}$ и $h=0,4$. На рис. 3 показана зависимость от безразмерной высоты z_1 максимальных (по x_1) значений функций $\hat{u}_x = u_x(x_1, z_1) / \hat{u}(z_1)$ и $\hat{k} = k(x_1, z_1) / \hat{k}(z_1)$ при различных μ (для случая $S=1$, $\xi_{00}=2 \cdot 10^{-5}$, $h=0,3$). Как видно из этого рисунка, величина максимума их с увеличением μ увеличивается сравнительно слабо, но турбулентное перемешивание при изменении μ от 0 до 50 возрастает почти в 5 раз. При этом уровень, на котором достигается максимум \hat{k} , с ростом μ увеличивается и одновременно растет толщина слоя, в котором отмечаются возмущения.

Анализ результатов, полученных при решении с разными ξ_0 и h , позволяет заключить, что в случае $S=0$ увеличение ξ_{00} приводит к уменьшению влияния холма. Однако для $S \neq 0$ с ростом ξ_{00} влияние термических эффектов возрастает (за счет увеличения коэффициента турбулентности). Аналогичный результат получен для параметра h .

Расчеты, проведенные для другой крутизны препятствий показали, что с увеличением крутизны динамическое влияние препятствия увеличивается. При этом в зонах торможения потока термические эффекты усиливаются, а в зонах разгона — ослабевают.

Применимость изложенного подхода проверялась ранее [2] путем сравнения с результатами измерений поля скоростей воздушного потока над моделью препятствия в аэродинамической трубе. В последнее время появились публикации, в которых приведены некоторые результаты натуральных экспериментов, которые можно также использовать для проверки модели. На рис. 4 сопоставлены безразмерные значения энергии турбулентности $\bar{\epsilon}$ (нормированные на максимальное значение энергии в поле течения), рассчитанные по модели (1)—(7) и по данным экспериментов, представленным в работе [10]. Как видно, развитый подход дает удовлетворительное описание не только поля средних скоростей, но и характеристик турбулентности.

3. Диффузия в области с термически неоднородной криволинейной границей. Исследование распространения примеси от источника выполнялось на основании решения уравнения (5), коэффициенты которого получены из системы (1)—(7). При этом основное внимание уделялось оценке влияния термически неоднородного препятствия на максимальную приземную концентрацию при перемещении точечного источника вдоль поверхности земли. Переход к концентрациям от точечного источника осуществлялся в соответствии с [1] при помощи соотношения:

$$q(\xi_1, 0, 0) = \frac{1}{\varphi_0(\xi_1 - \xi_{1H}) \sqrt{2\pi}} \bar{q}(\xi_1, 0),$$

где φ_0 — стандартное отклонение колебаний направления ветра, принимаемое в данной работе равным 0,1.

На рис. 5 приведены результаты расчетов величины $\chi = \frac{q_m}{q_{m0}}$, показывающей во сколько раз максимальная приземная концентрация (q_m) от источника высотой H , расположенного в рельефе, отличается от концентрации q_{m0} от источника такой же высоты, находящегося на большом расстоянии от препятствия ($x_1 = -4,0$) в зоне невозмущенного потока. В дальнейшем величину χ будем называть поправочным множителем к максимальной наземной концентрации. Расчеты производились для источников высотой 0,25 λ , 0,5 λ и 1,5 λ для случаев $S=0$, $S=1$ и $S=-1$, описанных в п. 2.

Как видно из рис. 5, в случае «ненагретого» холма ($S=0$) перед ним χ возрастает в 1,4 раза, а за ним в 2,3 раза. На верхней кромке наветренного склона (зона максимального разгона потока) χ уменьшается на 50%. По мере увеличения высоты источника величина χ быстро уменьшается, стремясь к 1 (так, при $H=\lambda$ значение q_m на холме в среднем только на 7% отличается от q_{m0}). В случаях термически неоднородного холма величина χ существенно увеличивается над нагретым склоном, что связано с усилением турбулентного перемешивания в этой области. В случае когда подветренный склон теплее наветренного ($S=-1$), поправочный множитель сильно увеличивается в следе холма (в среднем в 2,5 раза), так как влияние динамического и термического факторов на процесс диффузии суммируется

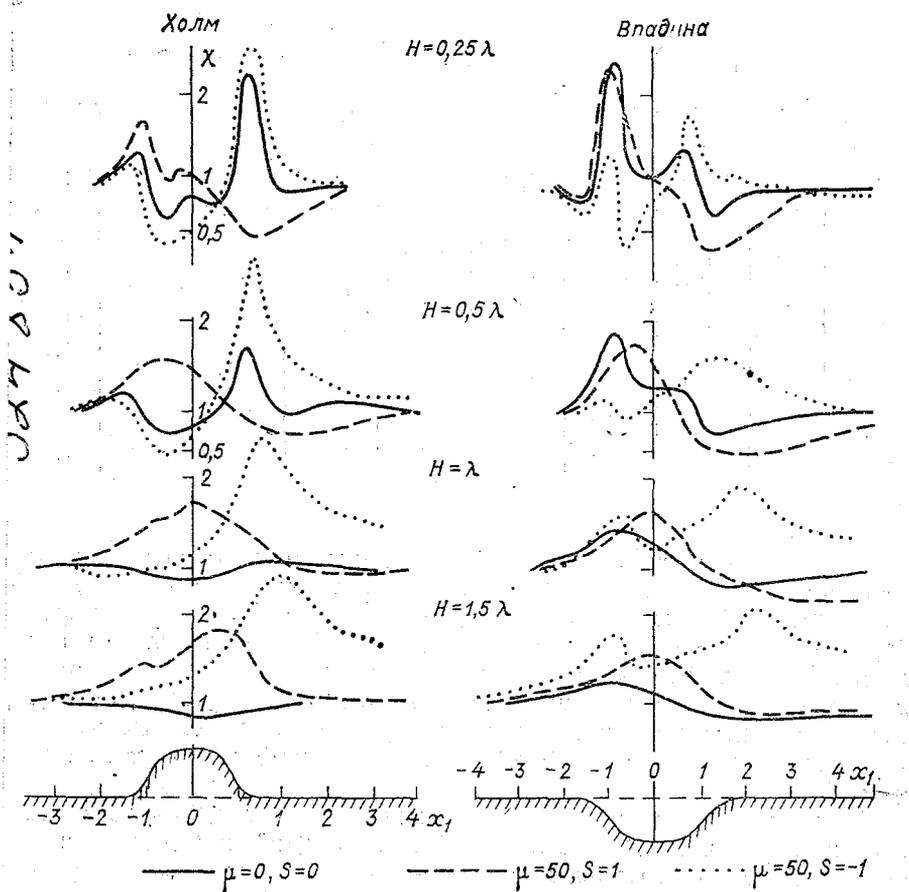


Рис. 5. Пространственное распределение поправочного множителя к максимальной приземной концентрации (χ)

(торможение потока и неустойчивая стратификация приводят к увеличению уровня загрязнения атмосферы).

Над холодным склоном максимальная приземная концентрация уменьшается, что связано с ослаблением турбулентного обмена в устойчиво стратифицированных слоях воздуха, формирующихся вблизи этого холма. Минимальные значения χ отмечаются при $S=-1$ над наветренным склоном ($\chi=0,37$ при $H=0,25\lambda$). В этом случае действие как динамического, так и термического факторов (устойчивая стратификация и разгон потока) способствует снижению уровня загрязнения атмосферы. Над термически неоднородным холмом с увеличением высоты источника величина χ убывает медленнее, чем над «ненагретым» препятствием.

Таблица

Расчетные значения χ_m для источников, расположенных в окрестностях холма и впадины

S	μ	Холм				Впадина			
		0,25 λ	0,5 λ	λ	1,5 λ	0,25 λ	0,5 λ	λ	1,5 λ
0	0	2,29	1,68	1,08	1,00	2,44	1,86	1,54	1,24
	10	1,97	1,40	1,07	1,00	2,54	2,09	1,38	1,26
1	30	1,62	1,30	1,28	1,12	2,53	2,45	1,46	1,30
	50	1,72	1,55	1,75	1,77	1,76	1,75	1,71	1,52
-1	10	2,89	2,29	1,23	1,12	2,28	1,62	1,36	1,17
	30	2,57	2,55	1,87	1,29	2,13	1,47	1,56	1,40
	50	2,49	2,71	2,45	2,40	1,80	1,62	1,97	2,00
Потенциальная модель		1,32	1,25	1,20	1,12	1,40	1,32	1,25	1,20

В окрестностях «ненагретой» впадины максимальное значение $\chi=2,4$ достигается при размещении источника выброса вредных примесей высотой $0,25\lambda$ в середине подветренного склона ($x_1=-1,0$), а минимальное значение $\chi=0,70$ — на вершине подветренного склона ($x_1=1,4$). Учет термических эффектов приводит к увеличению максимальной наземной концентрации над нагретыми склонами в 2,5 раза по сравнению с ровным местом и уменьшению в зонах благоприятного размещения источника на 60 %.

Как видно из рис. 4, поле функции χ имеет довольно сложный и нерегулярный характер. Более гладкой характеристикой являются ее максимальные значения χ_m . Значения χ_m , полученные для разных μ и высот источников, представлены в таблице. Как видно, в случае $S=0$ значение χ_m монотонно убывает с высотой источника. Учет термических факторов приводит к нару-

шению монотонной зависимости $\chi_m(H)$, причем высота источника, для которой эта функция достигает экстремума, увеличивается с ростом μ . Этот эффект определяется характером описанных выше возмущений поля скоростей и характеристик турбулентности (см. рис. 3).

Как следует из таблицы, влияние параметра μ на максимальную приземную концентрацию примеси наиболее существенно для низких источников выброса. Для источников, высота которых соизмерима с высотой препятствия, и в случаях, когда $\mu \leq 30$, термическими эффектами можно пренебречь (это приведет к погрешности, не превышающей 10 %).

В работе [4] было показано, что для достаточно высоких источников, расположенных в окрестностях «ненагретого» холма вместо общей модели с учетом турбулентности, генерируемой препятствием, можно использовать в задачах исследования влияния рельефа на характер распространения примеси более простой «модифицированный» метод потенциальных течений, связанный с подстановкой в уравнение диффузии вместо u_1 , u_3 и k как функций от ξ_1 и ξ_3 характеристик набегающего потока $u(\xi_3)$, $u_3=0$ и $k(\xi_3)$. Чтобы проверить, справедливо ли это в случае диффузии примеси от источника, расположенного вблизи термически неоднородного препятствия, в таблице приводятся значения χ_m , рассчитанные по потенциальной модели.

Приведенные результаты показывают, что и в случае термически неоднородных препятствий при $\mu \leq 30$ область течения, в которой существенны отклонения от потенциальности, занимает малую часть всего слоя, и для источников, высота которых превосходит высоту (глубину) препятствия, можно пользоваться удобным и простым методом потенциальных течений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975. — 448 с.
2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л. Атмосферная диффузия и структура воздушного потока над неоднородной подстилающей поверхностью. — В кн.: Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы, Л.: Гидрометеоиздат, 1971, с. 49—69.
3. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г. Основы расчета загрязнения воздуха в условиях пересеченной местности с учетом термической неоднородности. — Тр. ГГО, 1982, вып. 450, с. 3—17.
4. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Грачева И. Г., Оникул Р. И. Особенности распространения примесей в пересеченной местности. — Тр. ГГО, 1979, вып. 417, с. 19—35.
5. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Куренбин О. И. Влияние рельефа на распространение примеси от источников. — Тр. ГГО, 1968, вып. 234, с. 28—44.
6. Грачева И. Г. К разработке методики расчета рассеивания примесей в условиях сложного рельефа. — Тр. ГГО, 1970, вып. 417, с. 36—44.
7. Лаврентьев М. А., Шабат Б. В. Методы теории функций комплексного переменного. — М.: Наука, 1965. — 708 с.
8. Марчук Г. И. Методы вычислительной математики. — М.: Наука, 1977. — 454 с.

9. Ellis H. M., Liu P. C., Runyon Ch. Comparison of predicted and measured concentrations for 58 alternative models of plume transport in complex terrain.—*J. Air Pollut. Contr. Assoc.*, 1980, vol. 30, N 6, p. 670—675.

10. Lectures on air pollution and environmental impact analysis. 29 Sept.—3 oct. 1975.—Boston: AMS.—295 p.

11. Okamoto H., Ohba R. Numerical analysis of gas diffusion over a mountain in thermally stratified flow.—In: WMO Symp. on Bound. Layer Phys. Appl. to Spec. Problems of Air Pollution, Norrköping, 1978.—WMO N 510, Geneva, 1978.—322 p.

12. Stümke H. Untersuchungen zur turbulenten Ausbreitung und von Schodnsteingasen über nicht ebenem Gelände.—*Staub*, 1966, Bd. 26, S. 97—104.

Е. Л. Генихович

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ШИРИНЫ САНИТАРНО-ЗАЩИТНОЙ ЗОНЫ ДЛЯ НИЗКИХ ИСТОЧНИКОВ

Наряду с ограничением выбросов, эффективным методом, обеспечивающим выполнение санитарно-гигиенических нормативов для атмосферного воздуха населенных мест является установление санитарно-защитной зоны (СЗЗ) вокруг источников вредных примесей. В случае высоких источников, выбрасывающих в атмосфере примеси с значительными начальными скоростями и (или) перегревами, методика расчета ширины санитарно-защитной зоны $l_{\text{СЗЗ}}$ изложена в [5]. Однако до настоящего времени вопрос определения ширины санитарно-защитной зоны для низких источников проработан недостаточно, что связано с необходимостью учитывать ряд сложных физических механизмов. Вместе с тем определение СЗЗ для низких источников является актуальной и важной задачей, решение которой необходимо для ряда отраслей народного хозяйства, в том числе для транспорта (включая газопроводный), предприятий строительных материалов, нефтехимии и др. Если же иметь в виду, что вблизи высотных источников часто располагаются низкие источники (золотвалы, шлакоаккумуляторы и др.), понятно, что решение указанной задачи может найти весьма широкую сферу применения.

Из анализа физических закономерностей рассеивания примесей в атмосфере, выполненного в [1], следует, что для низких источников наиболее высокие значения приземных концентраций достигаются в условиях застоя, когда скорость ветра стремится к нулю и отсутствует турбулентное перемешивание. При таких условиях значения приземной концентрации примеси, рассчитываемые практически по всем используемым в настоящее время формулам, обращаются в бесконечность на любом удалении от источника r . Следовательно, эти формулы не позволяют указать такую ширину СЗЗ, которая позволила бы обеспечить выполнение санитарно-гигиенических нормативов на расстояниях $r > l_{\text{СЗЗ}}$.

Для устранения упомянутых трудностей в работе [2] пред-

ложен подход, основанный на учете нестационарности процесса переноса примеси от источника до точки наблюдения, причем показано, что решение стационарной задачи дает оценку сверху для решения нестационарной задачи. В настоящей работе данное обстоятельство позволило использовать другой подход, связанный с исследованием аналитического решения стационарной задачи о рассеивании примеси от источника в штилевых условиях. Отличительной чертой развитого подхода является учет конечного значения концентрации примеси в источнике и повторяемости условий застоя в рассматриваемом пункте. Полученные при этом результаты будут применимы в том случае, если рассчитанное на их основе значение $l_{\text{сз}}$ окажется не слишком большим.

Приводимые ниже расчетные формулы соответствуют случаю, когда отсутствует начальный подъем выбрасываемой примеси над источником. Подобная ситуация имеет место, например, для веткиосков метрополитена, а также для ряда других типов источников, выброс из которых осуществляется параллельно подстилающей поверхности. Однако развитый подход без серьезных изменений может быть перенесен и на случай распространения в атмосфере примесей, выходящих из источника с определенным перегревом и скоростью, направленной по вертикали.

В качестве исходного воспользуемся полученным [3] решением задачи о рассеивании примеси от высотного источника при штилевых условиях и степенных моделях для коэффициентов турбулентной диффузии по вертикали (k_z) и по горизонтали (k_x и k_y):

$$q(r, z) = \frac{Mz_1}{2\pi(1+n)k_1} \frac{\gamma(H^{1+n} + z^{1+n})}{\left[\gamma\left(H^{\frac{1+n}{2}} - z^{\frac{1+n}{2}}\right) + r\right]^{3/2} \left[\gamma\left(H^{\frac{1+n}{2}} + z^{\frac{1+n}{2}}\right) + r\right]^{3/2}} \quad (1)$$

Здесь источник мощностью M и высотой H размещается в начале координат, r и z — полярные координаты точки наблюдения (ось z направлена по вертикали), k_1 — значение коэффициента турбулентности k_z на уровне $z_1=1$ м (поскольку рассматривается диффузия на малых расстояниях от низкого источника, т. е. примесь предполагается сосредоточенной в приземном слое, мы ограничились случаем линейного роста k_z с высотой), n — показатель степени, фигурирующий в степенном законе для изменения с высотой k_x и k_y (обычно принимается $n \approx 0,2$). Параметр γ характеризует соотношения коэффициентов турбулентности по горизонтали и по вертикали и может определяться как предельное значение отношения

$$\gamma = \frac{\varphi_0^2 u_1 z_1^{1-n}}{(1+n)^2 k_1}$$

при малых значениях скорости ветра на уровне $z=z_1$ (при этом φ_0^2 — дисперсия горизонтальных пульсаций направления ветра).

Соотношение (1) получено как решение задачи о точечном источнике мощностью M , т. е. из (1) следует, что в точке источника концентрация примеси обращается в бесконечность. Если же рассматривать реальный источник, из которого в атмосферу поступают выбросы со скоростью v м³/с и с концентрацией вредных примесей q_0 г/м³, то выражение (1) следует модифицировать, заменив мощность M на vq_0 , а расстояние от источника r на $r+r_0$. Величина r_0 должна при этом выбираться из условия, чтобы в источнике концентрация, рассчитанная по модифицированной формуле (1), совпадала с q_0 . Иначе говоря, для определения r_0 мы имеем уравнение

$$\frac{vz_1}{2\pi(1+n)k_1} \frac{2\gamma H^{1+n} + r_0}{r_0^{3/2}(4\gamma H^{1+n} + r_0)^{3/2}} = 1. \quad (2)$$

Введем обозначения

$$L = \left(\frac{vz_1}{2\pi(1+n)k_1} \right)^{1/2}; \quad \rho = \frac{r_0}{L};$$

$$d = \frac{2\gamma H^{1+n}}{L}; \quad \xi = \frac{\rho}{d}. \quad (3)$$

Тогда из (2) получаем уравнение для определения ξ :

$$\frac{\xi + 1}{\xi^{3/2}(2 + \xi)^{3/2}} = d^2. \quad (4)$$

Результаты численного решения этого уравнения приведены в таблице 1.

Таблица 1

Безразмерные координаты полюса ξ в зависимости от безразмерной высоты источника d

d	5,66	3,38	1,51	1,04	0,81	0,62	0,46	0,36	0,26
ξ	0,05	0,1	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0

Из (4) можно также получить аналитические аппроксимации для $d \ll 1$ (т. е. $\xi \gg 1$) и $d \gg 1$ (соответственно $\xi \ll 1$), основанные на разложении левой части (4) в ряд по степеням $1/\xi$ или ξ :

$$\xi = \begin{cases} \frac{1}{d} - 1 + \frac{1}{2}d & \text{при } d \ll 1 \\ \frac{1}{2}d^{-4/3} \left(1 + \frac{1}{12}d^{-4/3} \right) & \text{при } d \gg 1. \end{cases} \quad (5a)$$

Сравнение этих приближенных формул с результатами численного решения показывает, что, если формулу (5а) использовать при $d \leq 1,147$, а (5в) — при $d > 1,147$, то они позволяют

аппроксимировать ξ с погрешностью менее 2,3% во всем диапазоне изменения параметра d . Из (5) с учетом (3) следует

$$r_0 = Ld\xi = \begin{cases} L\left(1 - d + \frac{1}{2}d^2\right) & \text{при } d \leq 1,147 \\ \frac{1}{2}Ld^{-1/3}\left(1 + \frac{1}{12}d^{-4/3}\right) & \text{при } d > 1,147 \end{cases} \quad (6)$$

Возвратимся к формуле (1) и проведем в ней замену r на $r+r_0$ и M на vq_0 . Тогда для наземной концентрации (при $z=0$) получим

$$q|_{z=0} = \frac{L^2q_0}{(\gamma H^{1+n} + r_0 + r)^2} = \frac{q_0}{\left(\frac{1}{2}d + \frac{r_0}{L} + \frac{r}{L}\right)^2}. \quad (7)$$

Радиус СЗЗ l_0 определим из условия $q|_{z=0} = q_0/\varepsilon$, где $\varepsilon = q_0/\text{ПДК}$ — соотношение концентрации примеси, выходящей из источника, и предельно допустимой концентрации (ПДК) этой примеси для атмосферного воздуха населенных мест.

Тогда из (7) следует при $\varepsilon > 1$

$$l_0 = \varepsilon^{1/2}L - r_0 - \frac{1}{2}dL. \quad (8)$$

В практически важном случае при $d < 1,147$ (источник низкий) из (6) следует

$$l_0 = (\varepsilon^{1/2} - 1)L + \frac{1}{2}Ld - \frac{1}{2}Ld^2. \quad (9)$$

Если источник достаточно низкий, т. е. $d \ll 1$, то два последних слагаемых в формуле (9) незначительны и для определения ширины СЗЗ при заданных метеорологических условиях получаем искомое выражение

$$l_0 = (\varepsilon^{1/2} - 1)L. \quad (10)$$

Как видно из (3), фигурирующая здесь величина L , имеющая размерность длины, прямо пропорциональна корню квадратному из объема выходящих газов и обратно пропорциональна корню квадратному из k_1 . Отсюда ясно, что для $k_1 = 0$ ширина СЗЗ равна бесконечности. В действительности, однако, как показано в [2], при учете нестационарного характера распространения примеси ширина СЗЗ будет конечной всегда. Следовательно, предполагая непрерывность величины $l_{\text{СЗЗ}}$ для застойных ситуаций и для ситуаций, близких к застойным, для определения L по (10) можно воспользоваться ненулевыми малыми значениями k_1 . Вопрос о выборе таких k_1 решается с учетом фактической повторяемости различных метеословий в данном пункте, а также заданной в санитарно-гигиенических нормативах статистической обеспеченности δ значений ПДК, т. е. допустимой веро-

ятности их превышения. В соответствии с [4] при практически расчетах можно принимать $\delta \approx 0,01 \div 0,02$.

Зафиксируем значение $k_1 = k_1^*$ в выражении (3) для L и рассчитаем $l_{сзз} = l_0$ по формуле (10). Выберем какую-то определенную точку с фиксированными декартовыми координатами (x, y) или, что эквивалентно, полярными координатами (r, φ) точно на границе СЗЗ (таким образом, $r = l_{сзз}$) и найдем вероятность $P(q > \text{ПДК})$ обнаружения в этой точке превосходящих ПДК значений концентрации. Очевидно, такое событие возможно в том случае, когда $k_1 < k_1^*$ и одновременно точка попала под факел от источника. Оценим вероятность одновременного наступления двух таких событий. Вероятность попадания точки под факел задается выражением $P(\varphi) \cdot \Delta\varphi$, где $\Delta\varphi$ — угловая ширина факела, φ — азимут оси факела (при котором ось факела направлена на точку x, y), $P(\varphi)$ — плотность вероятности азимута φ , которая получается из розы ветров заменой углов φ на $\pi + \varphi$ и перенормировкой. Дальнейшие рассуждения будут проведены для круговой розы ветров, когда $P(\varphi) = \frac{1}{2\pi}$, а учет отличия розы ветров от круговой будет выполнен в соответствии с СН 369-74 [5].

Угловое распределение концентрации примеси в факеле задается, как известно [1], выражением $e^{-\varphi^2/2\varphi_0^2}$. Для определенности примем, что величина $\Delta\varphi$ соответствует такому углу раствора (относительно оси факела), для которого концентрация меньше осевой на 25%. Тогда $\Delta\varphi$ определяется из уравнения

$$e^{-\frac{(\Delta\varphi/2)^2}{2\varphi_0^2}} = 0,75, \quad (11)$$

откуда

$$\Delta\varphi = 1,52\varphi_0, \quad (12)$$

где φ_0^2 — дисперсия горизонтальных пульсаций направления ветра.

В связи с отсутствием регулярных сетевых измерений этого метеопараметра для вычисления φ_0 воспользуемся согласующейся с СН 369-74 аппроксимацией [1, 5]

$$\varphi_0 = \begin{cases} 0,1 \left(\frac{w}{u_1} \right)^{1/2} & \text{при } u_1 \leq w \\ 0,1 & \text{при } u_1 > w \end{cases} \quad (13)$$

где $w = 3,3$ м/с. Тогда вероятность нахождения точки под факелом при круговой розе ветров есть $0,024 (w/u_1)^{1/2}$. Вероятность того, что $k_1 < k_1^*$ при отсутствии в рассматриваемом пункте выраженной неоднородной местности, практически не зависит от направления ветра и равна $F(k_1^*)$, где $F(k_1)$ — функция распре-

деления коэффициента турбулентности k_1 . Итак, при заданной скорости ветра u_1 имеем

$$P[q(x, y) > \text{ПДК}/u_1] = 0,024 \left(\frac{w}{u_1} \right) F(k_1^*). \quad (14)$$

Поскольку превышение ПДК можно ожидать только при слабых скоростях ветра и малых k_1 , в (14) можно принять, что u_1 и k_1 независимы. Суммируя (14) по всем значениям скорости u_1 с весами, соответствующими вероятности появления этих u_1 (при условии малости k_1), получим для полной вероятности превышения ПДК выражение

$$P[q(x, y) > \text{ПДК}] = 0,024 w^{1/2} \overline{u_1^{-1/2}} F(k_1^*), \quad (15)$$

где $\overline{u_1^{-1/2}}$ — среднее значение величины $u_1^{-1/2}$ при условии малости k_1 для рассматриваемого пункта. На практике достаточно использовать среднее значение $u_1^{-1/2}$ при условии $k_1 \leq 0,055 \text{ м}^2/\text{с}$.

Приравняв теперь $P[q(x, y) > \text{ПДК}] = \delta$, получим из (15)

$$F(k_1^*) = 42 \delta w^{-1/2} / \overline{u_1^{-1/2}}. \quad (16)$$

Из (16) следует, что если определить k_1^* , как нижний p -квантиль распределения $F(k_1)$, где $p = 42 \delta w^{-1/2} / \overline{u_1^{-1/2}}$, то расчет $l_{\text{СЗЗ}}$ по формуле (10) с использованием $L = L_*$, вычисленного через k_1^* по формуле (3), дает на границе СЗЗ вероятность превышения ПДК, равную δ (в случае круговой розы ветров). Естественно, что по мере удаления от границы СЗЗ эта вероятность будет еще меньше.

Учет отличия розы ветров от круговой производится согласно СН 369-74. Пусть p_i — фактическая повторяемость направлений факела данного румба (отличаются на 180° от направления ветра), а p_0 — их повторяемость при круговой розе ветров, равная, например, 12,5% для 8-румбовой розы. Тогда ширина СЗЗ при учете розы ветров для i -го румба определяется следующими соотношениями:

$$l_{\text{СЗЗ}, i} = \begin{cases} l_0 & \text{при } p_i \leq p_0, \\ l_0 \frac{p_i}{p_0} & \text{при } p_i > p_0. \end{cases} \quad (17)$$

Объединяя (17), (16) и (10), получим

$$l_{\text{СЗЗ}, i} = \begin{cases} \left[\left(\frac{q_0}{\text{ПДК}} \right)^{1/2} - 1 \right] \left(\frac{v}{2 \pi (1+n) k_1^*} \right)^{1/2} & \text{при } p_i \leq p_0, \\ \left[\left(\frac{q_0}{\text{ПДК}} \right)^{1/2} - 1 \right] \left(\frac{v}{2 \pi (1+n) k_1^*} \right)^{1/2} \frac{p_i}{p_0} & \text{при } p_i > p_0, \end{cases} \quad (18)$$

где k_1^* определяется из уравнения (16).

В качестве примера рассмотрим задачу определения ширины санитарно-защитной зоны для вентиляционного киоска, выброс которого содержит вредное вещество с начальной концентрацией $q_0=2,5$ ПДК, а объем выходящих газов V составляет $150 \text{ м}^3/\text{с}$. Выброс из такого источника осуществляется по горизонтали и практически на уровне дыхания. Для иллюстрации воспользуемся приведенными в табл. 2 и 3 повторяемостями скоростей ветра u_1 и коэффициентов турбулентного обмена k_1 . Эти функции распределения получены в результате обработки данных наблюдений в Воейково.

Таблица

Повторяемость p различных значений скоростей ветра u_1 (середина градации) при условии $k_1 \leq 0,055 \text{ м}^2/\text{с}$

$u_1 \text{ м/с}$	0,24	0,70	1,35	2,22	3,08	3,95	4,82
$p \%$	0,6	3,9	10,6	11,3	4,4	0,7	0,1

Таблица

Повторяемость p значений k_1 меньших заданных значений

$k_1 \text{ м}^2/\text{с}$	0,015	0,035	0,055	0,105	0,155	0,205	0,255
$p \%$	12,6	22,4	31,6	72,5	91,2	98,3	99,9

Тогда по данным табл. 1 легко получить, что $u^{-1/2} = 0,8 \text{ с}^{1/2} \text{ м}^{-1/2}$ и $p = 428 \omega^{1/2} / u^{-1/2} = 0,29$. В соответствии с табл. 2 повторяемости 29 % соответствует значение $k_1^* = 0,049$. Отсюда получим радиус санитарно-защитной зоны при круговой розе ветров $l_0 = 11,6 \text{ м}$. Для условий Ленинграда повторяемость большую $P_0 = 12,5 \%$, имеют ветры южного, юго-западного и западного румбов (для них повторяемость составляет соответственно 15, 17 и 19 %). Следовательно, для направлений от источника на север, северо-восток и восток ширина СЗЗ должна быть увеличена соответственно в 1,2, 1,36 и 1,52 раза, причем максимальное значение $l_{\text{СЗЗ}}$ составит около 18 м.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — 448 с.
2. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Онкул Р. И. К нормированию выбросов от наземных источников. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 3—12.
3. Берлянд М. Е., Куренби О. И. Об атмосферной диффузии примеси при штиле. — Труды ГГО, 1969, вып. 238, с. 3—13.
4. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1979. — 448 с.
5. Указания по расчету рассеивания вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369-74. — М.: Стройиздат, 1975. — 44 с.

К ВОПРОСУ О РАСПРОСТРАНЕНИИ ПЫЛИ ОТ ЕЕ НАЗЕМНЫХ ПЛОЩАДНЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Исследование рассеяния примесей в атмосфере стало одной из актуальных задач в связи со все возрастающим вниманием к проблеме охраны окружающей природной среды. Решение этой задачи связано с учетом многих факторов, влияющих на рассеяние примесей в атмосфере. К ним относятся метеорологические условия, тип источника, свойства примеси и др. Первоочередные исследования касались распространения примесей из приподнятых источников промышленного типа [4]. Разработана и внедряется методика расчетов загрязнения воздуха источниками этого типа [9]. Закономерности же рассеяния примеси от наземных источников изучены главным образом для случая легкой примеси [5]. Значительный интерес представляет также изучение выноса в атмосферу и рассеяния тяжелых (имеющих собственную скорость осаждения) частиц (например, пыли) естественного и промышленного происхождения. Имеется много источников загрязнения такого рода, как породные отвалы, промышленные площадки и др.

Вопрос об уносе тяжелых частиц с подстилающей поверхности и их распространении в потоке рассматривался рядом исследователей. Так, Г. И. Баренблатт разработал теорию движения турбулентного потока, содержащего взвешенные частицы [1, 2]. Он показал, что если в потоке имеются достаточно тяжелые частицы или в случае более легких частиц он сильно насыщен ими, то турбулентная энергия потока заметно уменьшается вследствие ее затрат на отрыв частиц от подстилающей поверхности и поддержание их во взвешенном состоянии. В этом случае необходимо взаимосвязано рассматривать распространение частиц в потоке и движение самого потока. Однако когда работа, затрачиваемая потоком на взвешивание частиц, мала, то структура потока практически не изменяется из-за наличия в нем частиц. В последнем случае распространение частиц в потоке можно рассматривать в рамках диффузионной теории. В [1] приводится критерий возможности достаточно долгого пребывания частиц в потоке, который сводится к неравенству $\omega/\kappa v_* < 1$ (здесь v_* — динамическая скорость, ω — скорость осаждения частиц, κ — постоянная Кармана). Э. К. Бютнер приняла, что при $\omega/\kappa v_* > 1$ частицы будут переноситься потоком путем последовательных подскоков и падений. Такой процесс принято называть сальтацией. Он является основным механизмом переноса частиц, например, во время песчаных бурь [6].

При использовании математических методов наибольшее распространение сейчас получило численное решение сложных задач атмосферной диффузии на ЭВМ. Существенным преимуще-

ством численных методов является то, что они применимы для широкого класса коэффициентов уравнений и граничных условий описывающих рассматриваемый процесс. Вместе с тем аналитические методы, применимые, как правило, только для более простых моделей, не потеряли своего значения благодаря относительной наглядности и экономичности.

В данной работе в рамках диффузионной теории найдено аналитическое решение задачи о распространении тяжелой примеси (пыли) от наземного площадного источника.

2. Постановка задачи. Уравнение турбулентной диффузии тяжелой примеси в плоскопараллельном потоке записывается в следующем виде:

$$u \frac{\partial q}{\partial x} - w \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial q}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial q}{\partial z}. \quad (1)$$

Здесь q — концентрация примеси, u — скорость ветра, w — скорость осаднения частиц примеси, k_y , k_z — составляющие коэффициента турбулентного обмена. Система координат введена так что ось x направлена вдоль ветра, ось z — вертикально вверх ось y — перпендикулярно осям x и z .

Рассмотрим полосу ($0 \leq x \leq L$, $-\infty < y < \infty$), покрытую монодисперсной пылью. Распространение пыли от полосы будет описываться уравнением

$$u \frac{\partial q}{\partial x} - w \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial q}{\partial z}. \quad (2)$$

Примем, как это часто делается, что $u = u_1 z^n$ и $k = k_1 z$. В качестве нижнего граничного условия (при $z=0$), обеспечивающего при $0 \leq x \leq L$ положительный поток примеси в атмосферу, используем соотношение

$$-\left(k_z \frac{\partial q}{\partial z} + wq\right)\Big|_{z=0} = a_0 > 0. \quad (3)$$

Величина a_0 , вообще говоря, является функцией x . В первом приближении примем, что $a_0 = \text{const}$. Физический смысл a_0 — среднее по x от 0 до L значение потока примеси от подстилающей поверхности в атмосферу, равное разности турбулентного потока, направленного вверх, и потока, обусловленного гравитационным осаднением и направленного вниз. В данной постановке a_0 должно определяться по экспериментальным данным в зависимости от метеорологических условий и свойств подстилающей поверхности, а также самой пыли. В первую очередь a_0 определяется напряжением трения, увлажнением почвы, коэффициентом сцепления частиц пыли на подстилающей поверхности, размером и плотностью пылевых частиц и др. [10].

За полосой на подстилающей поверхности примем, что турбулентный поток примеси равен нулю:

$$\left(k_z \frac{\partial q}{\partial z}\right)\Big|_{z=0} = 0. \quad (4)$$

Так как предполагается, что кроме полосы нет других источников загрязнения, то

$$\begin{aligned} \text{при } x=0 & \quad q(0, z) = 0, \\ \text{при } z \rightarrow \infty & \quad q \rightarrow 0. \end{aligned} \quad (5)$$

3. Решение задачи. Решение (2) — (5) проводится в два этапа. Сначала определяется распределение концентрации при $x \leq L$. Затем, используя распределение при $x=L$ в качестве граничного условия, находится решение при $x > L$.

Первое решение ищется следующим образом. Умножим уравнение (2) на некоторую функцию $\Phi(\lambda, z)$ и проинтегрируем по z от 0 до ∞ . В результате получим

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial x} \int_0^{\infty} u_1 z^n \Phi q dz - \omega \Phi q \Big|_{z=0}^{z=\infty} + \omega \int_0^{\infty} q \frac{\partial \Phi}{\partial z} dz = \\ & = \Phi k_1 z \frac{\partial q}{\partial z} \Big|_{z=0}^{z=\infty} - k_1 z \frac{\partial \Phi}{\partial z} q \Big|_{z=0}^{z=\infty} + k_1 \int_0^{\infty} q \frac{\partial}{\partial z} z \frac{\partial \Phi}{\partial z} dz. \end{aligned} \quad (6)$$

Выберем $\Phi(\lambda, z)$ так, чтобы

$$\frac{d}{dz} k_1 z \frac{d\Phi}{dz} - \omega \frac{d\Phi}{dz} = -\lambda^2 u_1 z^n \Phi, \quad (7)$$

$$\frac{d\Phi}{dz} \Big|_{z=0} \neq \infty. \quad (8)$$

В соответствии с (8)

$$\Phi(\lambda, z) = z^{\frac{\omega}{2k_1}} J_{-\frac{\omega}{k_1(1+n)}} \left(\frac{2}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \lambda z^{\frac{1+n}{2}} \right). \quad (9)$$

Здесь $J_p(t)$ — функция Бесселя.

Учитывая граничные условия и асимптотики Функции Φ и ее производных, а также (7), из (6) получим

$$\frac{d\bar{q}}{dx} = -\lambda^2 \bar{q} + \frac{a_0 \left(\frac{1}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \lambda \right)^{-\omega}}{u_1 \Gamma(1-\omega)}, \quad (10)$$

где

$$\bar{q}(\lambda, x) = \int_0^{\infty} z^n \Phi(\lambda, z) q(x, z) dz, \quad (11)$$

$\Gamma(t)$ — гамма-функция, $\omega = \frac{\omega}{k_1(1+n)}$. Будем полагать, что $\omega < 1$.

Решение (10) с учетом условия (5) имеет вид

$$\bar{q}(\lambda, x) = \frac{a_0 \left(\frac{1}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \lambda \right)^{-\omega}}{u_1 \Gamma(1-\omega)} e^{-\lambda^2 x} \int_0^x e^{\lambda^2 \xi} d\xi. \quad (12)$$

Далее q находится путем решения интегрального уравнения (11) с использованием интегрального представления Ганкеля [3]

$$f(x) = \int_0^{\infty} \lambda J_p(\lambda x) d\lambda \int_0^{\infty} \sigma J_p(\lambda \sigma) \cdot f(\sigma) d\sigma \quad (13)$$

для δ -функции

$$\delta(x - s) = \int_0^{\infty} s \lambda J_p(\lambda x) J_p(\lambda s) d\lambda. \quad (14)$$

Рассмотрим интеграл

$$F = \int_0^{\infty} \bar{q}(\lambda, x) \lambda J_{-\omega}(\lambda \bar{y}) d\lambda, \quad (15)$$

где

$$\bar{y} = \frac{2}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} z^{\frac{1+n}{2}}. \quad (16)$$

С учетом (9), (11), (15) и (16) можно записать

$$\begin{aligned} F &= \int_0^{\infty} \int_0^{\infty} \alpha q_1(x, t) t^{\beta} \lambda J_{-\omega}(\lambda t) J_{-\omega}(\lambda \bar{y}) d\lambda dt = \\ &= \int_0^{\infty} \alpha q_1(x, t) t^{\beta-1} \delta(t - \bar{y}) dt. \end{aligned} \quad (17)$$

Здесь $q_1(x, \bar{y}) = q(x, \bar{y}(z))$,

$$\alpha = \frac{2}{1+n} \left(\frac{1+n}{2} \sqrt{\frac{k_1}{u_1}} \right)^{2+\omega}, \quad \beta = 1 + \omega.$$

Из (17) с использованием (15) получим

$$q_1(x, \bar{y}) = \frac{\bar{y}^{-\omega}}{\alpha} \int_0^{\infty} \bar{q}(\lambda, x) \lambda J_{-\omega}(\lambda \bar{y}) d\lambda. \quad (18)$$

Принимая во внимание (12),

$$q_1(x, \bar{y}) = \frac{a_0 \left(\frac{1}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \right)^{-\omega}}{u_1 \alpha \Gamma(1-\omega)} \int_0^x \int_0^{\infty} \lambda^{1-\omega} e^{-\lambda^2(x-\xi)} J_{-\omega}(\lambda \bar{y}) d\lambda d\xi. \quad (19)$$

Тогда, согласно формуле 6.631(4) из [7], (19) можно переписать в следующем виде:

$$q_1(x, \bar{y}) = \mu \bar{y}^{-2\omega} \int_0^x \frac{e^{-\frac{\bar{y}^2}{4(x-\xi)}} d\xi}{[2(x-\xi)]^{1-\omega}}, \quad (20)$$

де

$$\mu = \frac{a_0 \left(\frac{1}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \right)^{-\omega}}{\alpha u_1 \Gamma(1-\omega)}.$$

Используя определение неполной гамма-функции [7] после преобразований интеграла в правой части (20), получим

$$q_1(x, \bar{y}) = 2^{-(1+\omega)} \mu \Gamma\left(-\omega, \frac{\bar{y}^2}{4x}\right). \quad (21)$$

Здесь $\Gamma(\rho, t)$ — неполная гамма-функция.

Таким образом, вертикальное распределение примеси на подветренном крае полосы пыли

$$q_1(L, \bar{y}) = 2^{-(1+\omega)} \mu \Gamma\left(-\omega, \frac{\bar{y}^2}{4L}\right). \quad (22)$$

После выполнения первого этапа этого решения перейдем к решению системы (2), (4), (5).

Воспользуемся интегральным представлением решения аналогичной задачи с произвольным начальным распределением примеси $P(z)$, полученным в [4], преобразовав его для случая линейного источника:

$$q(x, z) = \frac{u_1}{k_1(1+n)x} \int_0^\infty P(\zeta) \zeta^n \left(\frac{\zeta}{z}\right)^{\frac{\omega}{2k_1}} e^{-\frac{u_1(\zeta^{1+n} + z^{1+n})}{(1+n)^2 k_1 x}} \times \\ \times I_{\frac{\omega}{k_1(1+n)}} \left[\frac{2u_1(z\zeta)^{\frac{1+n}{2}}}{(1+n)^2 k_1 x} \right] d\zeta. \quad (23)$$

Здесь $I_s(\eta)$ — функция Бесселя мнимого аргумента. Располагая начало координат на линии $x=L$ и $z=0$, получим

$$P(z) = q_1(L, \bar{y}) = q(L, \bar{y}(z)). \quad (24)$$

Распределение концентрации пыли за источником в соответствии с (23), (24), а также с (16) и (22) можно представить следующим образом:

$$q(x, z) = \frac{2^{-(1+\omega)} \mu u_1}{k_1(1+n)x} \int_1^\infty \Gamma(-\omega, \beta \zeta^{1+n}) \zeta^n \left(\frac{\zeta}{z}\right)^{\frac{\omega}{2k_1}} \times \\ \times e^{-\frac{u_1(\zeta^{1+n} + z^{1+n})}{(1+n)^2 k_1 x}} I_{\omega} \left[\frac{2u_1(z\zeta)^{\frac{1+n}{2}}}{(1+n)^2 k_1 x} \right] d\zeta. \quad (25)$$

Здесь $\beta = \left(\frac{2}{1+n} \sqrt{\frac{u_1}{k_1}} \right)^2 \frac{1}{4L}$.

Для случая малых z заменим в (25) функцию Бесселя первым членом ее разложения в ряд при малом значении аргумента. Тогда

$$q(x, z) \approx \frac{2^{-(1+\omega)} u_1}{k_1(1+n)x} \left[\frac{u_1}{(1+n)^2 k_1 x} \right]^\omega e^{-\frac{z^{1+n}}{(1+n)^2 k_1 x}} \times \\ \times \frac{1}{\Gamma(1+\omega)} \int_0^\infty \Gamma(-\omega, \beta \zeta^{1+n}) \zeta^{n+\frac{\omega}{k_1}} e^{-\frac{\zeta^{1+n}}{(1+n)^2 k_1 x}} d\zeta. \quad (26)$$

Используя формулу 6.455(1) из [7], по (26) получим

$$q(x, z) = \frac{a_0 \bar{x}^{-\omega} e^{-\frac{z^{1+n}}{(1+n)^2 k_1 x}} {}_2F_1\left(1; 1; 2+\omega; \frac{1}{1+\bar{x}}\right)}{k_1(1+n) \Gamma(1-\omega) \Gamma(1+\omega) (1+\omega) (1+\bar{x})}, \quad (27)$$

где ${}_2F_1(c_1; c_2; c_3; t)$ — гипергеометрическая функция, а $\bar{x} = x/L$.

Приземная концентрация определяется следующим выражением:

$$q(x, 0) = \frac{a_0 \bar{x}^{-\omega} {}_2F_1\left(1; 1; 2+\omega; \frac{1}{1+\bar{x}}\right)}{k_1(1+n) \Gamma(1-\omega) \Gamma(1+\omega) (1+\omega) (1+\bar{x})}. \quad (28)$$

Используем интегральную форму представления гипергеометрической функции [7]

$${}_2F_1\left(1; 1; 2+\omega; \frac{1}{1+\bar{x}}\right) = \frac{1}{B(1; 1+\omega)} \int_0^1 (1-t)^\omega \left(1 - \frac{t}{1+\bar{x}}\right)^{-1} dt. \quad (29)$$

Здесь $B(p, r)$ — бета-функция.

Интеграл в правой части (29) (обозначим его T) приводится к виду

$$T = (1+\bar{x}) \bar{x}^\omega \int_1^{1+\frac{1}{\bar{x}}} \frac{(t-1)^\omega}{t} dt. \quad (30)$$

С учетом (29), (30) и свойств гамма- и бета-функций при $\omega < 1$

$$q(x, 0) = \frac{a_0 \sin(\pi \omega) \int_1^{1+\frac{1}{\bar{x}}} \frac{(t-1)^\omega}{t} dt}{k_1(1+n) \pi \omega}. \quad (31)$$

Входящий в решение интеграл рассчитан численно. На рис. 1 приведена номограмма для определения значений функции

$$g = (\sin \pi \omega / \pi \omega) \int_1^{1+\bar{x}} [(t-1)^\omega / t] dt,$$

характеризующей зависимость наземной концентрации от x и ω .

Отметим также, что интеграл T может быть представлен в виде конечной суммы элементарных функций, если ω — рациональное число.

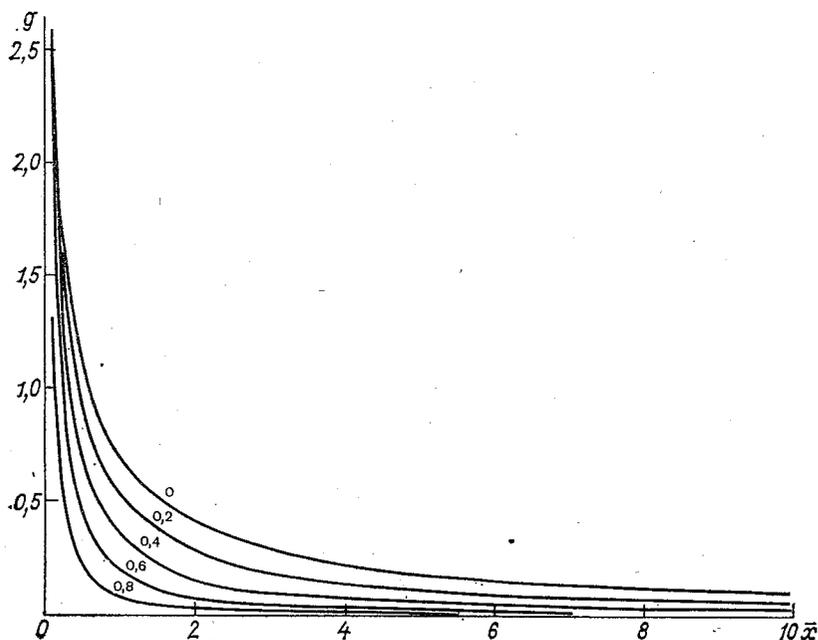


Рис. 1. Номограмма для расчета функции $g(\omega, \bar{x})$.

4. Анализ решения и практические рекомендации. Остановимся на анализе и проверке полученного решения. Для случая легкой примеси ($\omega=0$) из (31) следует решение

$$q_n(x, 0) = - \frac{a_0 \ln \frac{\bar{x}}{1+\bar{x}}}{k_1(1+n)}, \quad (32)$$

которое может быть также получено интегрированием решения для линейного наземного источника легкой примеси [4].

Определим величину полного выпадения на подстилающую поверхность

$$U = \omega \int_0^{\infty} q(x, 0) dx.$$

Учитывая формулу 3.194(3) из [7], преобразуем интеграл

$$\begin{aligned} & \int_0^{\infty} \frac{\bar{x}^{-\omega}}{1+\bar{x}} \int_0^1 (1-t)^{\omega} \left(1 - \frac{t}{1+\bar{x}}\right)^{-1} dt dx = \\ & = L \int_0^1 (1-t)^{\omega} \int_0^{\infty} \frac{\bar{x}^{-\omega} d\bar{x}}{1+\bar{x}-t} dt = LB(1-\omega, \omega). \end{aligned} \quad (33)$$

Тогда

$$U = \frac{a_0 \omega LB(1-\omega, \omega)}{k_1(1+n) \Gamma(1-\omega) \Gamma(1+\omega) (1+\omega) B(1; 1+\omega)} = a_0 L, \quad (34)$$

т. е. полное выпадение пыли на подстилающую поверхность равно количеству пыли, уносимому с полосы, являющейся ее источником.

Рассмотрим подынтегральное выражение интеграла T . Разложим $(1-t/(1+\bar{x}))^{-1}$ в ряд (обозначив $\gamma \equiv 1/(1+\bar{x})$):

$$\frac{1}{1-\gamma t} = 1 + \gamma t + \gamma^2 t^2 + \dots \quad (35)$$

Этот ряд равномерно сходится, если $\gamma t < 1$, т. е. если $\bar{x} > 0$, так как $0 \leq t \leq 1$.

Ограничимся в разложении (35) только первым членом ряда. Тогда

$$T \approx \int_0^1 (1-t)^{\omega} dt = \frac{1}{1+\omega}. \quad (36)$$

В этом случае получается следующее приближенное выражение для концентрации:

$$\tilde{q}(x, 0) = \frac{a_0 \sin \pi \omega}{k_1(1+n) \pi \omega (1+\omega) \bar{x}^{\omega} (1+\bar{x})}. \quad (37)$$

Оценим точность этого приближенного решения. Перепишем формулу (35)

$$\frac{1}{1-\gamma t} = 1 + R_0(t), \quad (38)$$

где $R_0(t)$ — остаток ряда. Запишем $R_0(t)$ в форме Лагранжа:

$$R_0(t) = \frac{d}{dt} \left(\frac{1}{1-\gamma t} \right) \Big|_{t=c} t, \quad (39)$$

где $0 < c < 1$. Тогда

$$R_0(t) \leq \frac{1 + \bar{x}}{\bar{x}^2} t, \quad (40)$$

$$\bar{R}_0 = \int_0^1 R_0(t) dt \leq \frac{1 + \bar{x}}{\bar{x}^2} B(2, 1 + \omega). \quad (41)$$

Отсюда для погрешности определения концентрации R_0^q получим:

$$R_0^q \leq \frac{a_0}{k_1(1+n)(2+\omega)(1+\omega)\Gamma(1-\omega)\Gamma(1+\omega)\bar{x}^{2+\omega}}. \quad (42)$$

Относительную погрешность вычисления приземной концентрации при использовании \bar{q} представим в следующем виде:

$$\frac{q - \bar{q}}{q} = \frac{R_0^q}{\bar{q} + R_0^q} = \left(1 + \frac{\bar{q}}{R_0^q}\right)^{-1}. \quad (43)$$

Если $\frac{R_0^q}{q} \ll 1$, то

$$\frac{q - \bar{q}}{q} \approx \frac{R_0^q}{\bar{q}}. \quad (44)$$

Из (37) и (42) получается, что

$$\frac{R_0^q}{\bar{q}} \leq \frac{1 + \bar{x}}{(2 + \omega)\bar{x}^2}. \quad (45)$$

Если потребовать, чтобы $\frac{R_0^q}{q} < b$, то получим, что для выполнения этого требования необходимо, чтобы

$$\bar{x} > \frac{1 + \sqrt{1 + 4b(2 + \omega)}}{2b(2 + \omega)}. \quad (46)$$

Например, если положить $b = 0,1$ и $\omega = 0,1$, то должно быть $\bar{x} > 5,6$.

Для уточнения оценки (46) были проведены численные расчеты отношения \bar{q}/q в зависимости от \bar{x} и ω . Они показали, что при $\bar{x} \geq 4$ для ω от 0,1 до 0,9 эта величина $\geq 0,9$. Таким образом, уже с расстояния $\bar{x} \geq 4$ в практических целях можно использовать приближенное решение (37).

Анализ расчетов концентрации по формуле (31) показал, что при малых \bar{x} ($\leq 0,3$) загрязнение воздуха слабо зависит от параметра ω , если $\omega \leq 0,5$.

Тяжелые частицы ($\omega > 0,5$) выпадают вблизи полосы, в то время как легкие частицы ($\omega \leq 0,2$) могут распространяться до значительных расстояний в концентрациях, сопоставимых с концентрациями вблизи полосы (см. рис. 1). Это в случае полидисперсности пыли над полосой приводит к тому, что на дальних

расстояниях в спектре частиц будут преобладать частицы малых размеров.

Полученные результаты могут быть использованы для оценки выноса пыли с шламовых полей, автомагистралей, промплощадок и др.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баренблатт Г. И. О движении взвешенных частиц в турбулентном потоке, занимающем полупространство или плоский канал конечной глубины. — Прикл. мат. и мех., 1953, т. 17, с. 261—274.
2. Баренблатт Г. И. О движении взвешенных частиц в турбулентном потоке. — Прикл. мат. и мех., 1955, т. 19, с. 61—88.
3. Бейтман Г. и Эрдейн А. Высшие трансцендентные функции. — М.: Наука, 1966. — 295 с.
4. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — 448 с.
5. Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Оникул Р. И. К нормированию выбросов от наземных источников. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 3—12.
6. Бютнер Э. К. Динамика приповерхностного слоя воздуха. — Л.: Гидрометеоздат, 1978. — 158 с.
7. Градштейн И. С., Рыжик И. М. Таблицы интегралов, сумм, рядов и произведений. — М.: Физматгиз, 1962, с. 1100.
8. Камке Э. Справочник по обыкновенным дифференциальным уравнениям. — М.: Наука, 1976. 576 с.
9. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий, СН 369—74, М., Стройиздат, 1975, с. 41.
10. Gillette D. A. On the production of soil wind erosion aerosols having the potential for long-range transport. — J. Rech. Atm., 1974, vol. 8, N 3—4, p. 735—744.

В. Б. Киселев

О ГОРИЗОНТАЛЬНОМ ПЕРЕНОСЕ ПРИМЕСИ ВНУТРИ ГОРОДСКОЙ ЗАСТРОЙКИ

В настоящее время расчеты рассеивания примесей в атмосфере основываются, как правило, на решении полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии [1]

$$u \frac{\partial q}{\partial x} + v \frac{\partial q}{\partial y} + w \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} K_z \frac{\partial q}{\partial z} + K_y \frac{\partial^2 q}{\partial y^2} + K_x \frac{\partial^2 q}{\partial x^2}, \quad (1)$$

где q — концентрация примеси. Составляющие скорости ветра u , v , w и коэффициента обмена K_x , K_y , K_z , входящие в уравнение в качестве коэффициентов, определяются или из теоретических моделей, или по данным измерений в аэродинамических трубах, или путем обработки результатов натуральных наблюдений. Уравнение решается обычно численными методами на электронных вычислительных машинах. Такой подход хорошо себя оправдал для случаев рассеивания примесей над ровной

и однородной местностью, в условиях сложного рельефа и многих других практически важных ситуациях. Однако непосредственное его использование для изучения закономерностей диффузии примеси в городе наталкивается на некоторые трудности. Главная из них связана с необходимостью решать (1) одновременно внутри улиц и в пространстве над городом, что требует применения сложных способов дискретизации уравнения и громоздких алгоритмов обращения получающихся матриц. Объем вычислительной работы при этом возрастает до пределов, превышающих возможности современных ЭВМ. По этой причине для исследования рассеивания примеси в городе обычно принимается модель, согласно которой примесь непрерывно распределена

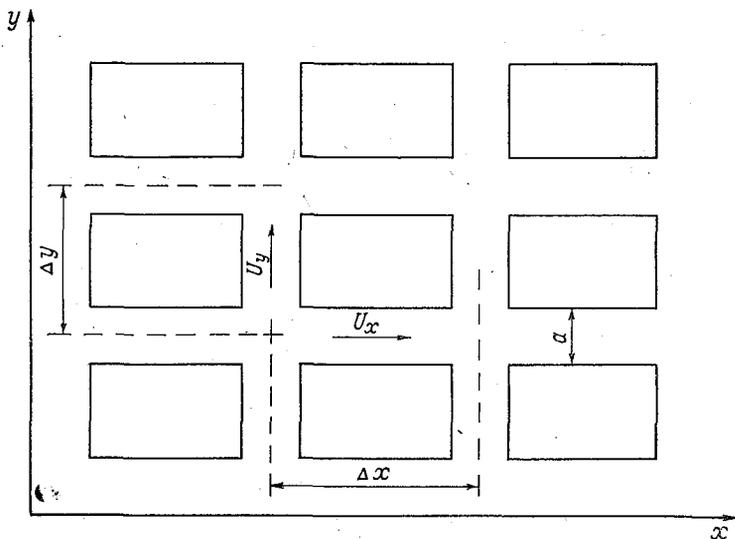


Рис. 1. Схема рассматриваемой городской застройки.

в слое, занятом застройкой, а влияние зданий учитывается путем введения эффективных значений скорости ветра и коэффициентов обмена, значения которых выбираются из соображений получения правильных значений концентраций во внутриуличном пространстве. Нахождение связи указанных эффективных значений с параметрами городской застройки и является целью настоящей работы.

Наличие зданий на местности вызывает, вообще говоря, изменения всех характеристик воздушного течения. Однако, как ранее было показано [2], изменения коэффициента вертикального обмена в слое вблизи земли, где в основном и проявляется влияние городской застройки, влияют на максимальную наземную концентрацию примеси относительно слабее, чем изменения коэффициента горизонтального обмена и скорости ветра. В этой

связи сосредоточимся на особенностях горизонтального переноса примеси в городе, положив ее распределение по вертикали однородным.

Рассмотрим город с застройкой периметрального типа, ширина кварталов которого равна Δy , а длина — Δx (рис. 1). Горизонтальный обмен между уличным и внутриквартальным пространством, осуществляющийся через арки и узкие проезды, малоинтенсивен [3], и им можно пренебречь. Перемешивание объемов воздуха с различными концентрациями примеси происходит на перекрестках, где сталкиваются потоки, вытекающие из перпендикулярных улиц. Интенсивность перемешивания сталкивающихся перпендикулярных потоков достаточно велика, что позволяет принять распределение примеси в вытекающих с перекрестка потоках однородным. Тогда можно приравнять количество примеси, приносимой на перекресток, и количество примеси, выносимой с него:

$$q_{i,k}(U_x + U_y)a = (q_{i-1,k}U_x + q_{i,k-1}U_y)a, \quad (2)$$

где $q_{i,k}$ — концентрация примеси на улице, по которой примесь выносится с (i, k) -го перекрестка; U_x — средняя скорость ветра вдоль улицы, направленной по оси x ; U_y — то же по оси y ; a — ширина улицы.

Вводя обозначения $A = U_x/(U_x + U_y)$, $B = U_y/(U_x + U_y)$, перепишем (2) в виде

$$q_{i,k} = Aq_{i-1,k} + Bq_{i,k-1}, \quad (3)$$

что является уравнением, описывающим горизонтальное распространение примеси во внутриуличном пространстве.

Для нахождения эффективных значений коэффициентов уравнения (1), обеспечивающих получение значений концентраций, близких к решению уравнения (3), необходимо сопоставить между собой решения (1) и (3) с одинаковыми граничными условиями. Выберем их соответствующими точечному источнику примеси мощностью M (на единицу высоты), расположенному в точке $(0,0)$. Соответствующее решение уравнения (3) имеет вид

$$q_{i,k} = \begin{cases} \frac{M}{(U_x + U_y)a} A^i B^k \frac{(k+i)!}{k! i!}, & i \geq 0, k \geq 0, \\ 0 & \text{в остальных случаях,} \end{cases} \quad (4)$$

а уравнения (1) —

$$q(x, y) = \frac{M}{2\pi\sqrt{K_x K_y}} e^{\frac{1}{2}\left(\frac{xu}{K_x} + \frac{yv}{K_y}\right)} K_0\left(\frac{1}{2}\sqrt{\frac{u^2}{K_x} + \frac{v^2}{K_y}}\sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y}}\right). \quad (5)$$

Как видно, выражения (4) и (5) существенно различаются по форме, что делает невозможным непосредственное сопоставление. На полное совпадение, впрочем, трудно было надеяться, так

как механизм горизонтального рассеивания внутри застройки на ровном месте принципиально различен. В частности, согласно принятой модели, концентрация примеси на перекрестках улиц изменяется скачкообразно, а решение уравнения диффузии бесконечно дифференцируемо почти во всех точках. В природе, естественно, скачки сглаживаются, и хорошего совпадения решений (4) и (5) следует ожидать в области, где величины скачков невелики и существенно сказываются сглаживающие воздействия, т. е. при $i, k \gg 1$. Для определенности, рассмотрим поведение полученных решений вблизи оси факела.

Преобразуем выражение (4) с помощью формулы Стирлинга и разложим его в ряд по $\gamma = \frac{k}{i}$ вблизи направления оси $\gamma_0 = \frac{B}{A}$. Тогда получим

$$q_{i, k} = \frac{M}{\sqrt{2\pi}(U_x + U_y)a} \frac{\sqrt{\gamma+1}}{\sqrt{i\gamma}} e^{-iF_1(\gamma)}; \quad (6)$$

$$i, k \rightarrow \infty, \quad \gamma \approx \gamma_0,$$

$$F_1(\gamma) = \frac{A^2}{B} (\gamma - \gamma_0)^2.$$

Аналогично для (5) при $x, y \rightarrow \infty$ и при $\text{tg}\varphi = \frac{y}{x}$ примерно равноном $\text{tg}\varphi_0 = \frac{v}{u}$.

$$q(x, y) = \frac{M}{2\sqrt{\pi K_x K_y}} \left(\frac{u^2}{K_x} + \frac{v^2}{K_y}\right)^{-1/4} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y}\right)^{-1/4} e^{-x^2 F_2(\varphi)}; \quad (7)$$

$$x, y \rightarrow \infty, \quad \varphi \approx \varphi_0,$$

$$F_2(\varphi) = \frac{1}{2} \frac{u}{K_x} \frac{1}{\frac{K_y}{K_x} + \left(\frac{v}{u}\right)^2} (\text{tg}\varphi - \text{tg}\varphi_0)^2.$$

Получение взаимосвязи эффективных значений компонентов скорости и коэффициента обмена с параметрами городской застройки несколько облегчается, если сопоставить, помимо (6) и (7), также уравнения (1) и (2). Запишем (2) в виде

$$U_x(q_{i+1, k} - q_{i-1, k}) + U_y(q_{i, k+1} - q_{i, k-1}) - U_x(q_{i+1, k} - 2q_{i, k} + q_{i-1, k}) - U_y(q_{i, k+1} - 2q_{i, k} + q_{i, k-1}) = 0. \quad (8)$$

Как легко видеть, (8) является разностной аппроксимацией (1) (в двумерном случае) при

$$u = mU_x \Delta x, \quad K_x = \frac{m}{2} U_x (\Delta x)^2,$$

$$v = mU_y \Delta y, \quad K_y = \frac{m}{2} U_y (\Delta y)^2, \quad (9)$$

где m — константа, которую следует определить из условия совпадения решений.

Подставляя (9) в (6) и (7) можно убедиться, что $F_1 = \Delta x F_2$. Это с учетом $x = i \Delta x$ говорит об одинаковом характере поведения выражений в направлении, перпендикулярном оси.

Приравнивая их значения на оси, получим

$$m = \frac{a}{\Delta x \Delta y} \quad (10)$$

и, подставляя (10) в (9), получим окончательно

$$\begin{aligned} u &= U_x \frac{a}{\Delta y}, & K_x &= a U_x \frac{\Delta x}{\Delta y}, \\ v &= U_y \frac{a}{\Delta x}, & K_y &= a U_y \frac{\Delta y}{\Delta x}. \end{aligned} \quad (11)$$

Проанализируем полученные выражения. Первое, на что следует обратить внимание, — это отличие эффективных скоростей переноса примеси от скорости ветра на улицах города. Как правило, размеры кварталов превосходят ширину улицы и $\frac{a}{\Delta x} < 1$, $\frac{a}{\Delta y} < 1$. Эти соотношения являются следствием того, что внутри городской застройки примесь переносится ветром не во всем пространстве, а только в его части, не занятой домами, т. е. при равных скоростях ветра внутри городской застройки переносятся меньшие объемы воздуха, чем на ровном месте. Уменьшение скорости переноса примеси внутри застройки весьма существенно, особенно если учесть, что скорость ветра на улицах города уже в несколько раз меньше, чем на открытом месте. Направление переноса примеси потоком также зависит не только от скоростей ветра на улицах и направления последних, но и от соотношения между длиной и шириной кварталов.

Коэффициенты турбулентного обмена в городе пропорциональны скоростям ветра, что отвечает рассмотренному механизму — при отсутствии движения воздуха в каком-либо направлении перемешивание на перекрестках отсутствует. Что же касается зависимости от размеров кварталов, то коэффициент обмена тем больше, чем реже происходит перемешивание при движении в соответствующем направлении. Такая закономерность вполне естественна — чем реже перемешивание, тем меньше скорость уменьшения концентрации, шире распределение примеси, т. е. больше коэффициенты обмена. Обратная пропорциональная зависимость от размеров квартала в поперечном направлении компенсирует соответствующую зависимость в скорости переноса, поддерживая ширину факела (которая пропорциональна u/K_x для направления вдоль оси x) постоянной независимо от частоты перемешивания в этом направлении.

Последнее, что нужно отметить, — это пропорциональность скорости как адвективного, так и диффузионного переноса ширине улицы или, что в данном случае является синонимом, объему пространства, в котором рассеивается примесь.

Аналогичные расчеты можно произвести для городов с другой структурой улиц (например, с диагональными улицами внутри кварталов). Основные трудности вызывает решение разностного уравнения, соответствующего (2) или (3). Разнотипные застройки в различных частях города соответствуют зависящим от x и y коэффициентам уравнения (1) (в этом случае его следует записывать в дивергентной форме). При сложной и разнородной структуре улиц, характерной для старых городов, наиболее целесообразным является, по-видимому, использование средних значений размеров кварталов и улиц.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — 448 с.
2. Киселев В. Б., Горелова В. В. Исследование уравнения атмосферной диффузии методами теории возмущений для функционалов. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 37—42.
3. Томсон Н. М. Аэрация городской застройки. — М.: Изд-во АМН СССР, 1947. — 364 с.

Р. И. Оникул, Я. С. Канчан

О РАСЧЕТАХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ ОТ МНОГИХ ИСТОЧНИКОВ НА ЭВМ С ПРИМЕНЕНИЕМ УНИФИЦИРОВАННЫХ ПРОГРАММ

Расчеты с помощью ЭВМ характеристик загрязнения атмосферы выбросами вредных веществ из многих источников находят все большее распространение. В СССР, странах СЭВ, США и др. разработаны разнообразные программы расчета загрязнения атмосферы (ПРЗА) [3, 6, 7, 8]. Используемые расчетные методы, алгоритмы этих программ и получаемые результаты сильно различаются, в том числе, из-за различия целей, ставящихся при их разработке и применении для охраны атмосферы.

Многие ПРЗА используются в основном для исследовательских целей, хотя результаты расчетов по ним могут быть использованы и при разработке проектов и норм предельно допустимых выбросов (ПДВ) и временно согласованных выбросов (ВСВ).

В нашей стране наряду с исследовательскими ПРЗА разработаны и используются при проектировании предприятий и промышленных комплексов, размещении промышленных объектов и населенных пунктов, а в последнее время и установлении ПДВ и ВСВ.

При разработке ПРЗА, предназначенных для широкого практического применения, встали новые задачи.

Наибольшее развитие получили ПРЗА экспертного типа, обеспечивающие при заданных параметрах источников выбросов расчет поля наземных концентраций c по формулам нормативной методики [5]. В соответствии с требованиями ГОСТа 17.2.3.02—78 и СН 369—74 в качестве экспертных программ должны использоваться унифицированные программы расчета загрязнения атмосферы (УПРЗА) или другие согласованные с ГГО программы. Описание первой модификации УПРЗА дано в [3]. Учитывая большую ответственность выполняемых с помощью УПРЗА расчетов и необходимость их рассмотрения при экспертизе и согласовании проектов, а также большой объем выполняемых в стране расчетов к УПРЗА и другим согласованным программам предъявляется ряд требований:

- точность расчетов;
- определение концентраций, соответствующих неблагоприятным условиям;
- рациональность алгоритма, обеспечивающая минимальные затраты времени ЭВМ;
- унифицированные формы распечатки исходных данных и результатов, удобные для контроля исходных данных и использования результатов.

Расчеты с помощью экспертных ПРЗА позволяют проверить выполнение гигиенических нормативов качества воздуха — предельно допустимых концентраций (ПДК) на различных участках местности. Эти ПДК должны выполняться при всех реально возможных метеорологических условиях, что требует расчета максимальных по метеоусловиям концентраций примеси на покрывающей местность сетке точек.

Поскольку формулы СН 369—74 относятся к неблагоприятным условиям стратификации, задачей экспертной ПРЗА является нахождение в каждой расчетной точке максимума приземной концентрации по скоростям и направлениям ветра. Зависимость концентрации примеси в точке от скорости ветра u и направления ветра φ весьма сложна, что приводит к различиям в алгоритмах поиска максимума концентрации и некоторому расхождению результатов разных ПРЗА.

Разработанная в ГГО программа УПРЗА-ГГО-1 для ЭВМ М-220 (222) получает максимальные концентрации в точках как наибольшие значения из ряда концентраций, вычисленных при нескольких скоростях и направлениях ветра. Скорости ветра, при которых ведутся расчеты (расчетные скорости), могут быть заданы как в м/с, так и в долях средневзвешенной скорости $u_{мс}$, введенной в [5]. Программа имеет, помимо экспертного, ряд вспомогательных режимов, описанных (как и основной экспертный режим) в [3]. С ее помощью были проведены расчеты загрязнения атмосферы от многих крупных промышленных объектов: электростанций КАТЭКа; предприятий района Ясной Поляны; заводов, окружающих Нижний Тагил, Усть-Илимского промышленного комплекса и т. д.

В ряде организаций при методическом участии ГГО были сделаны модификации УПРЗА-1 для других типов ЭВМ. Всесоюзный научно-исследовательский и проектный институт алюминиевой, магниевой и электродной промышленности (ВАМИ) разработал модификацию для ЭВМ Минск-32, УПРЗА-ГГО-ВАМИ-1; белорусское отделение ВНИПИЭНЕРГОПРОМА и УралГИПРОМЭЗ перевели эту программу на ЭВМ ЕС 10-20, составив УПРЗА-1-ЕС и УПРЗА-ГГО-ВАМИ-УРАЛ-1.

Все модификации УПРЗА-1 имеют одинаковые алгоритмы, структуру подготовки и печати исходных данных и выходной информации. Они получили широкое распространение и используются в нескольких сотнях организаций.

Вторая модификация УПРЗА. Вторая модификация УПРЗА (УПРЗА-2), сохранив в основном многие хорошо зарекомендовавшие себя особенности УПРЗА-1, использует усовершенствованный алгоритм поиска опасной скорости ветра в каждой точке местности (x, y) и соответствующей ей максимальной концентрации $c_m(x, y)$. При разработке этого алгоритма использовались результаты дополнительных исследований формул нормативной методики, приведенных в [2].

Кратко опишем алгоритм работы программы УПРЗА-2 в экспертном режиме, который реализуется отдельно для каждого вредного вещества или одной комбинации веществ суммирующимся вредным действием. Вначале данные об источниках преобразуются с помощью формул [5] к такому виду, что каждый i -й источник описывается шестью расчетными параметрами: максимальной приземной концентрацией c_{mi} ; расстоянием от источника x_{mi} и скоростью ветра u_{mi} , при которых достигается c_{mi} ; координатами x_i и y_i ; безразмерным коэффициентом F , от которого зависит выбор формулы для расчета приземной концентрации на оси факела на больших расстояниях от источника. Множество из N источников, выбрасывающих рассматриваемое вредное вещество (комбинацию веществ), упорядочено так, что

$$c_{m1} \geq c_{m2} \geq c_{m3} \geq \dots \geq c_{mN} \quad (1)$$

и разделено на два подмножества. К первому из них относятся n источников с наименьшим c_m , такие, что

$$\sum_{i=N-n+1}^N c_{mi} \leq \varepsilon_1 \max(c_{mi}, \text{ПДК}). \quad (2)$$

Такие источники не влияют в дальнейшем на выбор расчетных направлений ветра и остальную организацию расчетов, хотя вклады от них учитываются при расчете суммарных концентраций в точках.

К второму подмножеству относятся остальные источники ($N_0 = N - n + 1$) с наибольшими c_m , которые далее (для крат-

кости) будем называть организующими. Используемые значения константы регулирования скорости и точности счета ε_1 , как правило, малы ($\varepsilon_1 \ll 1$). При $\varepsilon_1 = 0$ все источники являются организующими.

Программа определяет центр расположения организующих источников $(x_{ц}, y_{ц})$ и радиус круга R , внутри которого они расположены:

$$x_{ц} = \frac{1}{N_0} \sum_{i=1}^{N_0} x_i, \quad y_{ц} = \frac{1}{N_0} \sum_{i=1}^{N_0} y_i, \quad (3)$$

$$R = \max_i \sqrt{(x_i - x_{ц})^2 + (y_i - y_{ц})^2}. \quad (4)$$

Для каждой расчетной точки (x, y) формируется набор учитываемых при расчетах (расчетных) направлений ветра φ_i . Для точек, расположенных в пределах окружности радиуса L с центром $x_{ц}$ и $y_{ц}$, где

$$L = \frac{R}{\varepsilon_2} \quad (5)$$

в качестве расчетных берутся направления с организующих источников на расчетную точку, отличающиеся друг от друга не менее чем на заданную величину $\Delta\varphi$.

Для точек, расположенных вне этого круга, массив расчетных направлений организуются иначе. Первым в массив заносится направление φ_1 с точки $x_{ц}, y_{ц}$ на расчетную точку x, y . Остальные направления определяются по формуле

$$\varphi_k = \varphi_1 \pm k \Delta\varphi \quad (k = 1, 2, \dots). \quad (6)$$

При этом рассматриваются только те направления ветра, которые лежат внутри угла φ_R :

$$\varphi_k \leq \frac{1}{2} \varphi_R, \quad (7)$$

где φ_R — угол, под которым круг радиуса R с центром в точке $x_{ц}, y_{ц}$ виден из расчетной точки x, y . Способы выбора направлений проиллюстрированы на рис. 1.

Величины ε_h и $\Delta\varphi$ регулируют скорость и точность вычислений. Как видно из рис. 1 и соотношения (5), при $\varepsilon_h = 0$ для всех точек местности применяется первый способ выбора расчетных направлений ветра, совпадающий с использованным в УПРЗА-ГГО-1. При $\varepsilon_h = 1$ этот способ будет использован только для точек, расположенных на площадке. Для удаленных точек при данном алгоритме расчет с достаточной точностью проводится только для одного направления ветра на них с точки $x_{ц}, y_{ц}$.

Для каждой расчетной точки (x, y) при каждом направлении ветра рассчитывается средневзвешенная опасная скорость ветра $\bar{u}_{мс}$

$$\bar{u}_{мс}(x, y, \varphi) = \frac{\sum_{i=1}^N u_{mx_i}(\varphi) \cdot c_{mx_i}(\varphi) \cdot S_2\left(u_{mx_i}(\varphi), \frac{|y'_i|}{x_i}\right)}{\sum_{i=1}^N c_{mx_i}(\varphi) \cdot S_2\left(u_{mx_i}(\varphi), \frac{|y'_i|}{x_i}\right)} \quad (8)$$

здесь c_{mx_i} — максимальная по скоростям ветра концентрация от источника на оси его факела при расстоянии x , равном расстоянию по ветру (x') между источником и расчетной точкой; u_{mx_i} — скорость ветра, при которой достигается наибольшая концентрация c_{mx_i} , на этом расстоянии; S_2 — функция, учитываю-

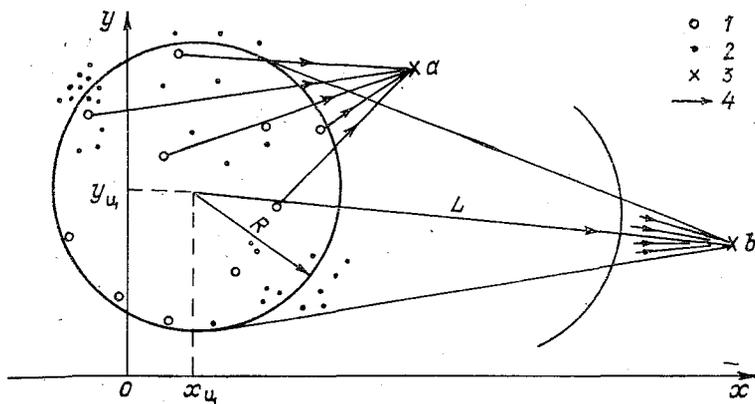


Рис. 1. Выбор расчетных направлений ветра при поиске наибольших концентраций в точках.

1 — организующие источники выбросов примесей, 2 — прочие источники, 3 — расчетные точки, 4 — расчетные направления ветра.

ая отклонение расчетной точки от оси факела i -го источника a , величину y'_i (вычисляется по формулам из [5]).

Величины c_{mx_i} и u_{mx_i} вычисляются согласно [2] по формулам:

$$c_{mx_i} = C_{m_i} \cdot S_1(\xi_i) \cdot \tilde{S}_1(\xi_i), \quad (9)$$

$$u_{mx_i} = u_{m_i} \cdot f_1(\xi_i). \quad (10)$$

здесь $\xi_i \equiv x'_i / x_{m_i}$.

Значения функций S_1 вычисляются по формулам [5], а $\tilde{S}_1(\xi)$ $f_1(\xi)$ следующим образом:

для легкой примеси ($F=1$)

$$S_1(\xi) = \begin{cases} 1 & \text{при } \xi < 1 \\ 1 + 0,322 \cdot 10^{-3}(\xi - 1)^2(26,5 - \xi) & \text{при } 1 \leq \xi < 18 \\ 2,38 - 0,038 \xi + 0,27 \cdot 10^{-3} \xi^2 & \text{при } 18 \leq \xi < 64 \\ 1,06 & \text{при } \xi \geq 64 \end{cases} \quad (11)$$

и для тяжелой примеси ($F > 1$)

$$S_1(\xi) = \begin{cases} 1 & \text{при } \xi \leq 1 \\ 1 + 0,322 \cdot 10^{-3}(\xi - 1)^2(26,5 - \xi) & \text{при } 1 < \xi \leq 8,65 \\ 3,02 - 0,347 \cdot 10^{-4}(\xi - 23,5)^4 & \text{при } 8,65 < \xi \leq 35 \\ (0,0376 \cdot \xi - 2,15)^2 + 1,72 & \text{при } 35 < \xi \leq 57 \\ 1,72 & \text{при } \xi > 57 \end{cases}$$

для легкой примеси

$$f_1(\xi) = \begin{cases} 1 & \text{при } \xi \leq 1 \\ 1 + 0,18(\xi - 1) & \text{при } 1 > \xi \leq 8 \\ 0,25 & \text{при } 8 > \xi \leq 60 \\ 1,5 & \text{при } \xi > 60 \end{cases} \quad (12)$$

и для тяжелой примеси

$$f_1(\xi) = \begin{cases} 1 & \text{при } \xi \leq 1 \\ 1 + 0,18(\xi - 1) & \text{при } 1 < \xi \leq 8 \\ 0,25 & \text{при } \xi > 8 \end{cases}$$

Рассчитанная описанным образом скорость ветра \bar{u}_{MC} отличается от используемой в УПРЗА-1 средневзвешенной скорости ветра, рассчитываемой согласно [5]:

$$\bar{u}_{MC} = \frac{\sum_{i=1}^N u_{Mi} c_{Mi}}{\sum_{i=1}^N c_{Mi}}, \quad (13)$$

которая не зависит от положения расчетной точки и направления ветра. Для каждого направления ветра φ_R при скорости ветра, равной \bar{u}_{MC} , рассчитывается суммарная наземная концентрация $c(\varphi_R, \bar{u}_{MC}, x, y)$ в рассматриваемой точке x, y . Наибольшее из полученных значений $c_H(x, y) \equiv \max c(\varphi_R, \bar{u}_{MC}, x, y)$ выпечатывается в качестве результата расчетов в точке.

Для сравнения результатов работы УПРЗА-1 и УПРЗА-2 в экспертных режимах были проведены параллельные расчеты полей максимальных концентраций примеси для различных промышленных объектов. При использовании УПРЗА-ГГО-1 количество перебираемых скоростей u_{MC} варьировалось в разных расчетах от одного до шести в диапазоне от 0,5 до 5 м/с. Расчеты

по УПРЗА-ГГО-2 велись при $u = u_{мс}$. По результатам расчетов для разных участков местности строились поля величин относительных отклонений расчетных концентраций Δ

$$\Delta(x, y) = \frac{c_{н2}(x, y) - c_{н1}(x, y)}{c_{н1}(x, y)}, \quad (14)$$

где $c_{н1}(x, y)$ наибольшая концентрация в точке, полученная с помощью УПРЗА-1; $c_{н2}(x, y)$ — эта же величина, полученная при использовании УПРЗА-2.

Результаты всех проведенных расчетов свидетельствовали в пользу применения УПРЗА-2. Почти во всех расчетных точках $c_{н2} \geq c_{н1}$, т. е. точнее определяется максимум концентрации. При этом на расстояниях от источников порядка 2—3 наибольших x_{mi} значение Δ меняется в пределах 0—0,15, на больших расстояниях оценки $c_{н}$ по УПРЗА-2 всегда были значительно точнее, причем и значение $\Delta(x, y)$ достигало 0,4.

Таким образом, экспертный режим новой модификации УПРЗА по сравнению с УПРЗА-ГГО-1 имеет дополнительные преимущества: исключение произвольности задания расчетных скоростей ветра с более точным определением максимальных концентраций и меньшими затратами времени ЭВМ (расчеты требуют приблизительно столько же времени ЭВМ, сколько расчет при двух скоростях ветра по УПРЗА-ГГО-1).

Применение УПРЗА при нормировании выбросов. Одной из основных задач УПРЗА при нормировании выбросов является проверка допустимости рассматриваемого варианта установления ПДВ в плане обеспечения требования [4]

$$\frac{c + c_{ф}}{ПДК} \leq 1, \quad (15)$$

где c — расчетная приземная концентрация примеси, $c_{ф}$ — фоновая концентрация примеси от источников, не учтенных расчетами.

При одновременном присутствии в атмосфере n вредных веществ, обладающих суммарным действием, проверяется соотношение, аналогичное (15):

$$\frac{c_1 + c_{ф1}}{ПДК_1} + \frac{c_2 + c_{ф2}}{ПДК_2} + \dots + \frac{c_n + c_{ф.n}}{ПДК_n} \leq 1. \quad (16)$$

Соотношения (15) и (16) должны выполняться во всех точках местности при всех метеоусловиях, включая неблагоприятные с точки зрения загрязнения атмосферы. Возможность такой проверки обеспечивает экспертный режим работы УПРЗА, позволяющий по данным о параметрах источников выброса рассчитать поле максимальных по метеоусловиям приземных концентраций.

При установлении ПДВ (ВСВ) для оценки эффективности предлагаемых мероприятий должны проводиться расчеты как для существующего положения дел, так и для всех этапов установления ПДВ (ВСВ).

При установлении ПДВ выбирается тот из вариантов, удовлетворяющих (15) и (16), которому при примерно равных затратах соответствуют минимальные выбросы вредных веществ и приземные концентрации в основных жилых районах, зонах отдыха и др.

Поскольку ВСВ устанавливаются в тех случаях, когда на данном этапе нет технической и экономической возможности реконструировать предприятия таким образом, чтобы совместно обеспечить выполнение (15) и (16), из рассмотренных вариантов рекомендуется выбирать такой, которому соответствует минимальная суммарная площадь территорий, где не выполняется (15) и (16).

В ходе разработки ПДВ (ВСВ) большое значение имеет определение предприятий и источников, дающих наибольший вклад в загрязнение атмосферы. Информация о вкладах наиболее крупных источников выдается на печать. Для определения влияния отдельных предприятий должны производиться самостоятельные расчеты полей концентраций, создаваемых выбросами этих предприятий.

Подробный расчет для всех вариантов требует больших затрат труда и времени работы ЭВМ. Значительную экономию этих затрат дают расчеты в два этапа. На первом этапе проводится ускоренная, но относительно грубая оценка всех вариантов, а на втором — наиболее полная и детальная оценка тех вариантов, которые по результатам расчета на первом этапе считаются наиболее приемлемыми.

Значительного уменьшения времени расчетов можно добиться путем уменьшения количества участвующих в расчетах источников за счет объединения близкорасположенных источников с одинаковыми параметрами выброса, методы такого объединения описаны в СН 369—74. Такое объединение может быть проведено особенно широко на первом этапе расчетов.

На первом этапе следует производить расчеты только для совокупности новых и изменяющихся источников, добиваясь максимального снижения уровня загрязнения атмосферы этими источниками без учета вкладов остальных источников.

При переходе от варианта к варианту можно производить вычисления только для тех источников, параметры которых изменились по сравнению с уже рассмотренными вариантами, а загрязнение от всех остальных включать в расчет как фоновое.

Расчет значений максимальных концентраций производится в узлах прямоугольных сеток в прямоугольных областях на местности. Время расчета t_p пропорционально числу расчетных точек и связано с параметрами областей и сеток следующим образом:

$$t_p \sim \sum_i \frac{S_i}{\Delta x_i \Delta y_i}, \quad (17)$$

где S_i , Δx_i , Δy_i — площадь i -й расчетной области и шаги сетки

ней. Разумным выбором областей и шагов сеток можно получить достаточно полное представление о полях концентраций примеси при минимальных затратах времени ЭВМ.

Время расчетов можно существенно уменьшить также увеличением констант регулировки скорости и точности расчетов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. и др. Об оптимальной организации выбросов от совокупности источников/Берлянд М. Е., Беньяминсон Г. В., Дунаевский Л. В., Оникул Р. И. — Труды ГГО, 1975, вып. 325, с. 3—25.

2. Берлянд М. Е. и др. К оценке опасных скоростей ветра для высоких источников/Берлянд М. Е., Генихович Е. Л., Зашихин М. Н., Оникул Р. И. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 13—22.

3. Зашихин М. Н., Канчан Я. С., Оникул Р. И. Об унификации расчетов загрязнения атмосферы от многих источников с помощью ЭВМ. — Труды ГГО, 1975, вып. 325, с. 161—173.

4. Охрана природы. Атмосфера. Правила установления допустимых выбросов вредных веществ промышленными предприятиями. ГОСТ 17.2.3.02—78. — М.: Изд-во стандартов, 1978. — 14 с.

5. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий, СН 369—74. — М.: Стройиздат, 1975. — 41 с.

6. Gifford F. A. The simple ATPL urban air pollution model.— NOAA, Env. Res. Lab. ATPL Contribution File, 1973, N 78.—16 p.

7. Novak J. H., Turner P. B. An efficient gaussian-plume multiple source air quality algorithm.—J. Air Pollut. Control Assoc., 1976, vol. 26, N 6, p. 570—581.

8. Prahm L. P., Christensen M. Validation of a multiple source Gaussian air quality model.—Atm. Environ., 1977, vol. 11, N 9, p. 791—795.

Н. С. Буренин, Б. Б. Горошко, Г. А. Панфилова

СОПОСТАВЛЕНИЕ РАСЧЕТНЫХ И ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ДАННЫХ, ПОЛУЧЕННЫХ ПОД ФАКЕЛОМ ГРЭС С ВЫСОТОЙ ВЫБРОСА 320 м

С каждым годом все более ускоренными темпами развивается энергетика. Значительный вклад в ее развитие продолжают вносить тепловые электростанции (ТЭС) большой мощности. Это, естественно, приводит к возрастанию доли выбросов вредных веществ от предприятий энергетики в общем выбросе вредных веществ в атмосферу. Если в предыдущие годы строились тепловые электростанции с дымовыми трубами высотой до 100—120 м, то в настоящее время в ряде случаев уже введены в эксплуатацию ТЭС с высотой выброса 320 м. В ближайшее время не исключена возможность строительства еще более высоких труб. Это объясняется тем, что при заданной мощности источника, чем больше его высота, тем в большей степени рассеиваются в атмосфере поступающие из труб примеси, а следовательно, и уменьшаются их наземные концентрации.

Поскольку степень рассеяния вредных веществ определяется метеорологическими факторами, то важно их учитывать при проектировании и эксплуатации промышленных предприятий. В связи с этим необходимо выработать такие рекомендации, которые обеспечили бы сохранение достаточной чистоты воздуха в промышленных районах при необходимой мощности объектов.

В последние годы в связи со строительством ТЭС с высокими трубами большое значение приобретают вопросы возможности использования ранее разработанных и проверенных на экспериментальных данных, полученных при обследовании источников с высотой выброса 120—180 м, теоретических моделей и методов расчета рассеивания вредных веществ, поступающих в атмосферу.

На решение этих вопросов были направлены выполнявшиеся в 1976—1980 гг. Главной геофизической обсерваторией им. А. И. Воейкова (ГГО) совместно с Московским энергетическим институтом (МЭИ) и Научно-исследовательским институтом гигиены им. Ф. Ф. Эрисмана экспериментальные исследования по распространению вредных примесей в районе тепловой электростанции с высотой источников выброса 320 м. Некоторые результаты этих исследований были изложены в работах [1, 2, 4].

В 1979—1980 гг., как и в предыдущие годы, проводился отбор проб воздуха на сернистый газ и двуокись азота под факелом электростанции в радиусе до 20 км с одновременным измерением фона с наветренной стороны. Кроме того, велось наблюдение за метеорологическими и аэрологическими характеристиками, а также определялись параметры выбросов. Программа эксперимента была аналогичной при такого рода исследованиях и подробно изложена в [3, 5].

Во все периоды наблюдений преобладали типичные для данного района в теплое полугодие условия, характеризующиеся хорошо развитым турбулентным обменом в дневное время и наличием приземных инверсий температуры ночью и в утренние часы.

Полученные экспериментальные данные представляют значительный интерес в связи с тем, что дают возможность сопоставить экспериментальные и расчетные данные при различной мощности тепловой электростанции. В таблице приведены значения выбросов сернистого газа (M'_{SO_2}) и двуокси азота (M'_{NO_2}), нормированные на наибольший средний выброс, а также значения скоростей выхода дымовых газов (w_0), объемов дымовых газов (V) и разностей температур (ΔT) за 1976—1980 гг.

Как видно из таблицы, выбросы сернистого газа возрастали от года к году, что было обусловлено общим увеличением мощности ГРЭС. Так, в 1976 г. мощность была на 30 % ниже, чем в 1977—1978 гг., и на 50 % ниже, чем в 1979—1980 гг.

Происходило также увеличение скорости выходящих газов (от 8 до 20 м/с) и суммарного объема выбросов. Температура

дымовых газов изменялась незначительно. Некоторые различия значений ΔT обусловлены главным образом изменением температуры выходящих газов.

В период проведения экспериментов на сернистый газ и двуокись азота было отобрано около 1000 проб в 1979 г. и более 500 проб в 1980 г.

Анализ полученных данных показал, что, как и в предыдущие годы, максимальные концентрации примесей были обнаружены на дистанциях 6—8 км от источника выброса при скоростях ветра 5—6 м/с. Повышенное содержание вредных примесей в воздухе также отмечалось на расстоянии 0,5 км. При удалении на расстояния до 1—2 км концентрации уменьшались, за-

Таблица

Изменение параметров промышленных выбросов
в течение 1976—1980 гг.

Параметр	1976 г.	1977 г.	1978 г.	1979 г.	1980 г.
M'_{SO_2}	0,68	0,95	0,96	1,12	1,24
M'_{NO_2}	0,42	1,36	1,35	0,90	0,68
w_0 м/с	11	14	18	19	20
V м ³ /с	2420	3840	4250	4900	4680
ΔT °С	150	150	140	135	140

тем до расстояний 6—8 км они увеличивались и далее снова медленно уменьшались с расстоянием. В отдельные дни на дальних дистанциях (17—20 км) наблюдались высокие концентрации при северо-западных направлениях ветра, где, по-видимому, сказывалось влияние других источников выброса.

На основании данных о параметрах выброса (см. таблицу) был произведен расчет максимальных приземных концентраций при неблагоприятных условиях стратификации атмосферы, а также опасной скорости ветра и расстояния вдоль оси факела, где отмечались максимальные значения.

В соответствии с СН 369—74 [6] максимальная приземная концентрация c (мг/м³) при неблагоприятных условиях стратификации атмосферы, скорости ветра u на расстоянии x вдоль оси факела определяется соотношением $c = c_m r S_1$.

Приведем расчетные формулы для источников типа ГРЭС. В случае газообразных выбросов максимальная концентрация

c_M (мг/м³), достигающаяся при опасной скорости ветра u_M (м/с) на расстоянии x_M (м), рассчитывается по формуле

$$c_M = \frac{AMmn}{H^2} \sqrt[3]{\frac{N}{V\Delta T}},$$

где A — коэффициент, зависящий от стратификации атмосферы ($c^{2/3} \cdot \text{мг} \cdot (\text{°C})^{1/3} / \text{г}$); N — число труб; $\Delta T = T_r - T_v$ — разность температур газозвушной смеси и воздуха (°C). Безразмерные коэффициенты m и n зависят от параметров f (м/(с²·°C)) и v_M (м/с):

$$f = 10^3 \frac{\omega_0^2 D}{H^2 \Delta T}, \quad v_M = 0,65 \sqrt[3]{\frac{V \Delta T}{NH}},$$

где ω_0 — скорость выхода дымовых газов.

Величины u_M и x_M рассчитываются по формулам:

$$u_M = v_M, \quad x_M = dH,$$

где $d = 4,95 v_M (1 + 0,28 \sqrt[3]{f})$ при $0,5 \text{ м/с} \leq v_M \leq 2 \text{ м/с}$.

$$u_M = v_M (1 + 0,12 \sqrt[3]{f}), \quad x_M = dH,$$

где $d = 7 \sqrt[3]{v_M} (1 + 0,28 \sqrt[3]{f})$ при $v_M > 2 \text{ м/с}$.

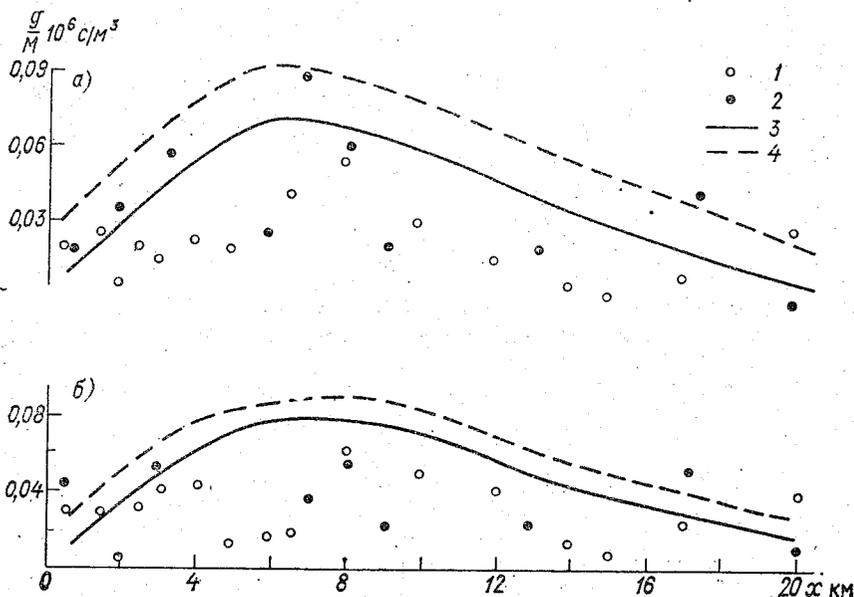


Рис. 1. Распределение максимальных концентраций (нормированы на выброс при опасной скорости ветра) сернистого газа (а) и двуокиси азота (б).

Экспериментальные данные за 1979 г. (1) и 1980 г. (2); теоретические данные за 1979 г. (3) и 1980 г. (4).

Безразмерный коэффициент S_1 зависит от отношения $\frac{x}{px_m}$. В свою очередь безразмерные коэффициенты p и r зависят от отношения u/u_m . Для коэффициентов S_1 , r , p составлены формулы и графики.

Расчеты показали, что максимальные концентрации должны наблюдаться на расстояниях 6—7 км от источника при скорости ветра 6—7 м/с.

На рис. 1 представлено изменение максимальных нормированных концентраций сернистого газа и двуокиси азота с удалением от ГРЭС. На рисунке заметно небольшое превышение экспериментальных данных над расчетными на близких дистанциях (до 2 км) за счет неорганизованных выбросов и на дальних дистанциях (17—20 км) за счет влияния других источников выброса. В остальных случаях расчетные концентрации выше наблюдаемых. В основном теоретические данные удовлетворительно согласуются с экспериментальными. Количество проб выше расчетного максимума составило 2% в 1979 г. и 5% в 1980 г. (от общего количества проб).

Наряду с измерениями под факелом в период экспериментальных работ проводился отбор проб воздуха с наветренной стороны от источника с целью установления существующего фонового загрязнения воздуха в районе ГРЭС. Измерения фоновых концентраций сернистого газа и двуокиси азота выполнялись на расстояниях 0,5—1,0 км (эпизодически на 2—3 км) от дымовых труб ГРЭС.

Фоновое загрязнение воздуха в районе ГРЭС обуславливается неорганизованными выбросами станции, мелкими источниками, расположенными вблизи ее территории, а также влиянием промышленных выбросов от других источников. Наряду с этим можно предполагать, что при определенных метеорологических ситуациях вклад в фоновое загрязнение воздуха могут вносить выбросы от крупного промышленного центра, расположенного в 80 км от ГРЭС.

Анализ данных измерений показал, что средние фоновые значения концентраций схожи со средними, отмеченными под факелом на расстояниях 0,5—1 км, хотя среднесуточные значения в отдельные дни под факелом были примерно на 20—30% выше фоновых. В целом же повторяемость более высоких концентраций была значительно выше под факелом станции, чем на фоновых пунктах.

Некоторое возрастание фоновых концентраций в радиусе 0,5—1,0 км от ГРЭС в 1979—1980 гг. связано с увеличением выбросов неорганизованных источников, расположенных на территории станции. Поэтому в 1979 г. был выполнен ряд серий наблюдений за содержанием сернистого газа в воздухе непосредственно на производственной территории ГРЭС. Измерения осуществлялись переносными газоанализаторами «Атмосфера-1». Методика наблюдений предусматривала последовательные изме-

рения в 19 точках на территории станции с помощью трех газоанализаторов. Полученные результаты измерений свидетельствуют о том, что наибольшие концентрации сернистого газа наблюдались вблизи котлов второй очереди станции. Это связано с большими неорганизованными выбросами на этом участке территории. Зоны высокого загрязнения охватывали значительное пространство, и на краю производственной территории в районе водосброса концентрации изменялись незначительно. Конфигурация таких зон была обусловлена фактическим направлением переноса воздушных масс над данным районом в период измерений.

Результаты измерений на промплощадке хорошо согласуются с данными подфакельных измерений. Так, концентрации сернистого газа, измеренные с помощью ручных химических методов на расстояниях 0,5—1 км от станции, указывают на некоторое увеличение уровня загрязнения в зоне вблизи станции.

Столь высокий уровень загрязнения на производственной территории свидетельствует о том, что неорганизованные источники выбросов могут вносить дополнительный вклад в фоновое загрязнение атмосферы в районе станции, а также и воздушного бассейна города.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреев В. С. и др. Результаты сравнения экспериментальных и расчетных концентраций в районе тепловой электростанции с высотой выброса 320 м/Андреев В. С., Буренин Н. С., Горошко Б. Б., Панфилова Г. А.—Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 74—78.
2. Андреев В. С., Горошко Б. Б., Павленко А. А. Исследование процессов трансформации окислов азота под факелом ГРЭС.—Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 43—48.
3. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы.—Л.: Гидрометеиздат, 1975.—448 с.
4. Руководство по контролю загрязнения атмосферы.—Л.: Гидрометеиздат, 1979.—448 с.
5. Указания по расчету рассеивания в атмосфере вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. СН 369—74.—М.: Стройиздат, 1975.—41 с.

Б. Б. Горошко, А. М. Царев

ВЛИЯНИЕ ФТОРИСТЫХ СОЕДИНЕНИЙ НА КОРРОЗИЮ МЕТАЛЛОВ В РАЙОНАХ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЛЮМИНИЕВЫХ ЗАВОДОВ

В последние два года проводились комплексные исследования распространения вредных веществ в районах двух алюминиевых заводов, расположенных в различных климатических зонах страны. Один из них находится в северо-западной части ЕТС

умеренным влажным климатом (площадка А), а второй — юго-восточной азиатской части страны (площадка Б), где в теплую половину года наблюдаются высокие температуры воздуха при низкой влажности.

Программой работ предусматривался широкий комплекс измерений метеорологических элементов в приземном и пограничном слоях атмосферы, концентраций фтористых соединений на промышленной площадке и под факелом предприятий и параметров выбросов вредных веществ в атмосферу. Они в основном соответствовали программе наблюдений, изложенной в работе [2]. Дополнительно проводилось определение коррозионной агрессивности атмосферы по методике, изложенной в работе [3].

Исследованию скорости коррозии до настоящего времени уделялось недостаточное внимание, несмотря на то что это явление имеет большое народно-хозяйственное значение, так как за счет этого ежегодно теряется большое количество металла. Особый интерес представляет изучение этого вопроса в районе алюминиевых заводов в связи с тем, что в результате их деятельности в атмосферу выбрасываются фтористые соединения, обладающие высокой коррозионной активностью.

Однозначно установить причину воздействия промышленных выбросов в естественных условиях практически невозможно, так как на изменение скорости коррозии влияют многие факторы. Проведенные ранее исследования [4] показывают, что основными факторами являются присутствие в атмосфере химически агрессивных веществ и метеорологические условия, способствующие развитию коррозионных процессов или их ускорению при наличии примесей. Из метеорологических элементов наибольшее влияние оказывает влажность воздуха, но при наличии в атмосфере примесей при одинаковой влажности скорость коррозии может увеличиваться примерно в 100 раз. Отсюда следует, что при интерпретации данных по изменению скорости коррозии прежде всего необходимо учитывать возможное присутствие в атмосфере вредных веществ, выбрасываемых промышленными предприятиями и автотранспортом. При этом необходимо рассматривать не только объемы, но и конкретно каждый ингредиент в зависимости от химических свойств, способствующих ускорению коррозии. Эти факторы учитывались при выборе места проведения экспериментальных работ. В связи с этим следует отметить, что в районах выбранных алюминиевых заводов отсутствовали другие крупные источники и можно с уверенностью сказать, что коррозия определялась в основном выбросами вредных веществ в атмосферу заводами по производству алюминия.

Проведенные измерения параметров выбросов показали, что на промплощадке А в атмосферу выбрасывалось фтористого водорода в 1,5 раза больше, а твердых фторидов примерно в 3 раза больше, чем на площадке Б. Выброс сернистого газа по массе был сравним с выбросом фтористого водорода.

Из перечисленных ингредиентов с учетом их химических свойств наибольший интерес представляют фтористый водород и сернистый газ. Последний при наличии влаги в атмосфере преобразовывается в серную кислоту.

При производстве алюминия предприятия выбрасывают в атмосферу большое количество фтористых соединений. Их условно можно разделить на плохо растворимые (пыль криолита, фториды алюминия и кальция) и хорошо растворимые, которые образуются в воздухе при взаимодействии газообразного фтористого водорода с частичками пыли. Фтористый водород обладает способностью к образованию комплексных соединений и хорошо смешиваться с водой в любых пропорциях. В результате образуется плавиковая кислота, которая является крайне агрессивным раствором.

Для определения коррозионной активности атмосферы в районе алюминиевых заводов выставлялись металлические образцы размером 100×120 мм. Одна сторона пластинки шириной 20 мм изгибалась под углом 45° , что позволяло удобно закрепить ее на месте установки. Пластинки размещались в хорошо проветриваемых местах как в межкорпусных дворах, так и по периферии промышленной площадки. Всего было установлено 22 пластинки на промплощадке А и 29 на площадке Б. Продолжительность экспонирования около одного месяца. Одновременно в межкорпусных дворах алюминиевых заводов проводились измерения концентрации фтористых соединений, скорости ветра, температуры и влажности воздуха.

На рис. 1 представлены схемы размещения электролизных и вспомогательных корпусов двух алюминиевых заводов и изолинии равных скоростей коррозии. Из рисунка следует, что скорость коррозии на площадке А примерно в 2 раза больше, чем на площадке Б. Как и следовало ожидать, максимальная скорость коррозии наблюдается на территории расположения электролизных корпусов. При этом по мере удаления от центральной части происходит быстрое уменьшение скорости коррозии. Особенно это характерно для площадки А.

Вытянутость изолиний равных скоростей коррозии с северо-востока на юго-запад на площадке А и с запада на восток на площадке Б объясняется тем, что, как видно из рис. 1, в период эксперимента преобладал ветер указанных направлений. Это, естественно, способствовало переносу фтористых соединений и более активному влиянию на металлические образцы, расположенные в этих секторах.

Рис. 1. Схема размещения электролизных и вспомогательных корпусов алюминиевых заводов и пунктов измерения на промплощадках А и Б.

1 — места установки металлических образцов, 2 — пункты измерения фтористых соединений, 3 — расположение электролизных и вспомогательных корпусов, 4 — граница промплощадки, 5 — линии равных скоростей коррозии, 6 — роза направления ветра.

Ранее указывалось, что на площадке А выбрасывалось в 1,5 раза больше фтористого водорода и примерно в 3 раза больше твердых фторидов, чем на площадке Б. Эти данные представляют общий выброс по территории заводов и включают организованный выброс через трубы высотой 120 м и неорганизованный выброс через фонари. С учетом высоты труб и протяженности промплощадки можно с уверенностью сказать, что основной вклад в загрязнение воздушного бассейна на территории заводов вносят неорганизованные выбросы. Максимальные концентрации в результате выброса из труб можно ожидать примерно на расстоянии 2,5 км [1].

Таблица 1

Средние нормированные концентрации фтористого водорода и твердых фторидов

Ингредиент	Пункты наблюдений									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Площадка А										
HF	0,06	0,14	0,08	0,09	0,06	0,17	0,06	0,06	0,06	0,09
Фториды	0,10	0,31	0,12	0,15	0,06	0,22	0,03	0,19	0,14	0,21
Площадка Б										
HF	0,22	0,11	0,17	0,03	0,07	0,02	0,02	—	—	—
Фториды	0,24	0,19	0,21	0,03	0,11	0,07	0,02	—	—	—

В табл. 1 представлены средние концентрации, нормированные на максимальные значения фтористого водорода и твердых фторидов. Данные показывают, что уровни загрязнения фтористыми соединениями двух площадок примерно одинаковые. Это вполне естественно, так как если исключить выброс через высокие трубы, то оказывается, что неорганизованные выбросы, которые определяют загрязнение воздуха на территории заводов, по своим значениям довольно близки.

Таким образом, значительное различие в скорости коррозии на территории рассматриваемых заводов, вероятно, определяется не уровнями загрязнения, а метеорологическими условиями.

Как отмечалось выше, из метеорологических элементов, оказывающих наиболее сильное влияние на изменение скорости коррозии является влажность воздуха. В табл. 2 приведены средние значения относительной влажности по данным наблюдений в период проведения эксперимента в трех пунктах на территории завода, осредненные по трем пунктам значения и значения, полученные на метеорологических станциях, расположенных за пределами территории заводов. Из приведенных данных сле-

ет, что изменение относительной влажности от пункта к пункту незначительное не только на территории завода, но и за ее пределами. В то же время относительная влажность на площадке А более чем в 2 раза выше относительной влажности на площадке Б.

Для сравнения в табл. 3 приведены средние, максимальные и минимальные значения скорости коррозии для двух площадок. Из таблицы видно, что и скорость коррозии на площадке А в 2 раза больше, чем на площадке Б.

На основе приведенных данных и с учетом полученной ранее максимальной скорости коррозии в крупном промышленном цент-

Таблица 2
Относительная влажность воздуха в период проведения эксперимента (%)

Площадка	Пункты наблюдений			Среднее	Данные метеостанции
	1	2	3		
А	72	72	74	73	75
Б	31	31	30	31	33

Таблица 3

Скорость коррозии на площадках алюминиевых заводов

Площадка	Скорость коррозии, г/(мес·м ²)		
	средняя	максимальная	минимальная
А	145,6	185,4	112,8
Б	72,5	76,4	63,6

ре (Ленинграде), равной 31 г/м² в месяц, и пригороде (п. Воейково), равной 25 г/м² в месяц [3], можно сделать следующие предварительные выводы:

1) в районах расположения алюминиевых заводов в результате выбросов вредных веществ в атмосферу и прежде всего очень агрессивных фтористых соединений наблюдается высокая скорость коррозии, которая в 3—6 раз превышает скорость коррозии в крупном промышленном городе;

2) скорость коррозии при наличии в атмосфере фтористых соединений сильно зависит от влажности воздуха, и ее изменение происходит пропорционально изменению влажности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975. — 448 с.

2. Горошко Б. Б. Постановка экспериментальных работ по изучению распространения вредных примесей от мощных источников. — Труды ГГО, 196 вып. 234, с. 109—1157.

3. Ионин В. А., Першина Н. А. Методика определения коррозионной агрессивности атмосферы по воздействию на металлические образцы. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 113—118.

4. Петренчук О. П. О влиянии метеорологических факторов на коррозионную агрессивность атмосферы в прибрежных районах. — Труды ГГО, 197, вып. 352, с. 119—129.

Н. С. Буренин, Б. Б. Горошко, В. И. Кириллов

ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДВУОКСИ АЗОТА, СЕРНИСТОГО ГАЗА И ОКСИ УГЛЕРОДА В ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОМ СЛОЕ АТМОСФЕРЫ

В настоящее время организована широкая сеть контроля за загрязнения атмосферы в промышленных городах страны [1, 6, 9]. Эти измерения проводятся в основном в приземном слое атмосферы на высоте 1,5—2,5 м от поверхности земли. В опытных порядках велись измерения вертикального распределения концентраций при помощи вертолета в пограничном слое атмосферы в районах одиночных источников и над городом в слое 100—1500 м [5]. Работы, которые проводились на Останкинской телевизионной башне в Москве [7] позволили получить ценные экспериментальные материалы. Однако при этом на высотах 1,5, 147, 262 и 377 м над поверхностью земли менее исследованным оказывается городской слой атмосферы от 2,5 до 25 м.

Для получения экспериментального материала в этом слое были организованы наблюдения в двух пунктах Донецка. Проводились измерения в течение одного года на высотах 1,5, 10, 15, 20 и 25 м на первом пункте и на высотах 9, 16 и 21 м на втором. Пробы воздуха отбирались на сернистый газ и двуокись азота в поглотители, начиная с высоты 9—10 м, а на окись углерода — в герметические емкости, начиная с высоты 1,5 м и выше. Анализ их выполнялся в лаборатории по методикам, изложенным в [8]. Измерения осуществлялись ежедневно по скользящему графику: один день с 8 до 14 ч, а второй с 14 до 20 ч. Это позволило получить распределение вредных веществ при различных турбулентных условиях атмосферы, т. е. в утренние и вечерние сроки при минимальном турбулентном обмене и в дневные при наиболее развитом турбулентном обмене. Всего было отобрано и проанализировано около 16 тыс. проб.

Пункты измерения были расположены в центральной части города на расстоянии друг от друга около 3 км. Районы их расположения подвергались загрязнению от многочисленных стационарных и подвижных источников. Совместный анализ полученных материалов на двух пунктах показал, что концентрации

а них различаются в пределах погрешности измерения, а изменение концентраций определяется в значительной степени метеорологическими условиями и происходят синхронно на двух пунктах.

Нами рассматривалось изменение среднесуточных концентраций двуокиси азота, сернистого газа и окиси углерода на измеряемых уровнях в течение месяца в двух пунктах. Учитывая, что изменения в сторону увеличения или уменьшения среднесуточных концентраций происходят одновременно, для иллюстрации можно привести только один график.

На рис. 1 представлены изменения отношения среднесуточных концентраций двуокиси азота к их максимальному значению на двух пунктах на высоте 10 м. Из рисунка следует, что среднесуточные концентрации претерпевают сильные колебания. Все изменения происходят в сторону увеличения или уменьшения концентраций одновременно по исследуемым ингредиентам в двух пунктах, где проводились измерения. В связи с этим можно высказать предположение, что на концентрацию не оказывают влияние расположенные вблизи пунктов измерения источники выброса вредных веществ, а сами данные дают представление о некотором усугубившемся уровне загрязнения на значительной территории города. На оси абсцисс указаны дни и тип погоды, при котором определялись концентрации. Минимальные концентрации отмечались при циклонической погоде, а максимальные при антициклонической. При этом наибольшие изменения среднесуточных концентраций под влиянием метеорологических условий отмечены по двум ингредиентам (двуокиси азота и сернистому газу). Их значения изменялись на два порядка. Средние концентрации окиси углерода изменялись примерно в 3 раза. Такое различие в изменении среднесуточных концентраций, вероятно, можно объяснить тем, что метеорологические условия оказывали влияние не только на рассеивание

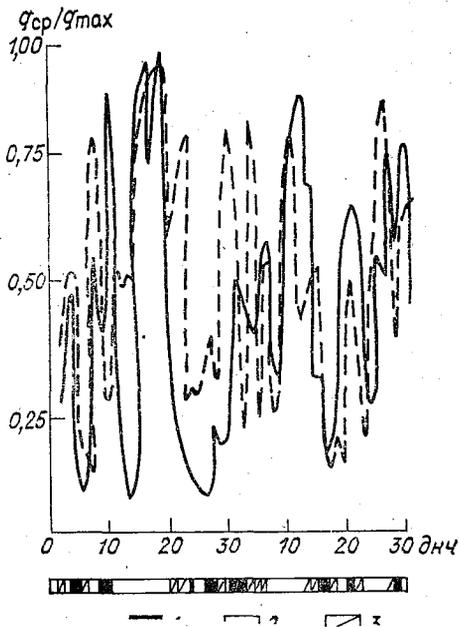


Рис. 1. Изменение нормированных значений среднесуточных концентраций двуокиси азота на высоте 10 м в двух пунктах.

1 — циклоническая погода, 2 — антициклоническая погода, 3 — малоградиентное поле.

загрязнения на значительной территории города. На оси абсцисс указаны дни и тип погоды, при котором определялись концентрации. Минимальные концентрации отмечались при циклонической погоде, а максимальные при антициклонической. При этом наибольшие изменения среднесуточных концентраций под влиянием метеорологических условий отмечены по двум ингредиентам (двуокиси азота и сернистому газу). Их значения изменялись на два порядка. Средние концентрации окиси углерода изменялись примерно в 3 раза. Такое различие в изменении среднесуточных концентраций, вероятно, можно объяснить тем, что метеорологические условия оказывали влияние не только на рассеивание

примесей, но и на превращение* двуокиси азота и сернисто газа в другие соединения.

В связи с тем что концентрации на двух пунктах оказали близки между собой не только по абсолютным значениям, и по изменениям их во времени, в дальнейшем будем рассматривать данные наблюдений только на одном пункте.

Большой интерес представляет распределение вредных веществ с высотой в жизнедеятельном слое атмосферы. В табл. приведены среднегодовые концентрации двуокиси азота, серни

Таблица

Вертикальное распределение концентраций NO_2 , SO_2 и CO , нормированных на их максимальное значение при различных направлениях ветра

Ветер	Ингредиент	Высота, м				
		1,5	10	15	20	25
Северный	NO_2	—	0,64	0,50	0,59	0,57
	SO_2	—	0,80	0,44	0,32	0,27
	CO	0,76	0,54	0,53	0,53	0,52
Восточный	NO_2	—	0,79	0,81	0,81	0,80
	SO_2	—	0,85	0,73	0,63	0,67
	CO	0,82	0,80	0,62	0,54	0,55
Южный	NO_2	—	0,92	1,0	0,91	1,0
	SO_2	—	0,90	0,86	0,75	0,84
	CO	0,87	0,80	0,68	0,65	0,66
Западный	NO_2	—	0,70	0,68	0,70	0,68
	SO_2	—	0,83	0,58	0,44	0,42
	CO	0,95	0,85	0,80	0,55	0,58
Штиль	NO_2	—	1,0	0,82	0,82	0,80
	SO_2	—	1,0	0,68	0,58	0,52
	CO	1,0	0,80	0,66	0,61	0,62

стого газа и окиси углерода, нормированные на максимальные их значения при различных направлениях ветра. Из представленных данных видно, что наибольшим изменениям с высотой подвержена окись углерода. При штилевых условиях и западном ветре в слое от 1,5 до 25 м концентрации уменьшаются примерно в 2 раза, а при других ветрах — в 1,5 раза. Значительно изменяются с высотой и концентрации сернистого газа. Концентрации окислов азота либо мало изменяются с высотой (при западном и восточном ветрах), либо изменяются в противоположные направления (при северном и южном ветрах).

Необходимо отметить, что концентрации рассматриваемых ингредиентов на всех высотах сильно зависят от направления ветра. Максимальные их значения (кроме приземного слоя) наблюдаются при южном направлении ветра, а минимальные при северном. В приземном слое максимум концентраций отмечается при штилевых условиях. Такие изменения концентраций вполне естественны и определяются в основном расположением промышленных источников загрязнения. Кроме этого, воздушные массы, поступающие с севера, способствуют очищению воздушного бассейна города вследствие того, что фоновые концентрации их минимальны.

В целом, из приведенных данных следует, что в промышленном городе, где имеется значительное количество высоких и низких источников загрязнения, распределение вредных веществ по высоте имеет сложный характер, так как определяется многими причинами. Основными из них являются: расположение источников по территории города, условия выброса вредных веществ, распределение метеорологических параметров, рельеф местности и планировка города.

Таблица 2

Повторяемость барических образований (%)

Период	Барическое образование		Малоградиентное поле
	циклон	антициклон	
Теплый	32	29	39
Холодный	20	44	36

Полученные материалы были проанализированы с целью установления возможного влияния барических образований (циклонов, антициклонов и малоградиентного поля) на изменение концентраций с высотой. При этом данные анализировались отдельно для теплого и холодного периодов года. Повторяемость барических образований отдельно для теплого (апрель — сентябрь) и холодного (октябрь — март) периодов представлена в табл. 2.

Как видно из таблицы, чередование различных барических образований в теплый период было более равномерным, чем в холодный, когда преобладала антициклоническая циркуляция.

На рис. 2 представлено распределение с высотой двуокиси азота и сернистого газа для теплого и холодного периодов года. Из него следует, что в холодный период года, как правило, концентрации измеряемых ингредиентов значительно выше на всех высотах по сравнению с теплым. Кроме того, при антициклонических условиях концентрации в 1,5—2 раза выше, чем при циклонических, за счет ухудшения условий рассеивания примесей.

что обусловлено слабым обменом в горизонтальном и вертикальном направлениях. В холодный период года более четко, по сравнению с теплым периодом наблюдается два максимума для окиси углерода. Максимальные концентрации отмечаются на самых низких уровнях, минимальные — на высоте 15—20 м от уровня земли, а выше опять концентрации увеличиваются. Такие изменения обусловлены тем, что двуокись азота выбрасывается в атмосферу в больших количествах автотранспортом промышленными и энергетическими предприятиями.

Таким образом, первый максимум определяется в основном выбросами от автотранспорта и других низких источников, а второй — выбросами от высоких источников. Правомочность этого вывода подтверждается тем, что аналогичные изменения

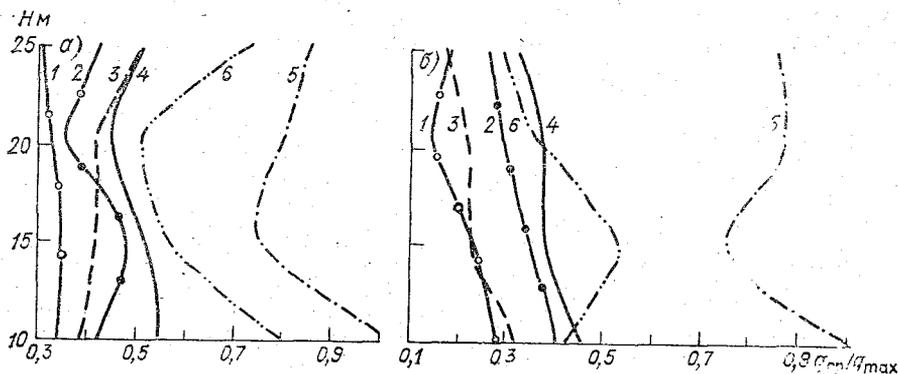


Рис. 2. Вертикальное распределение нормированных концентраций на их максимальные значения окислов азота (а) и сернистого газа (б) в теплый период (1—3) и холодный (4—6).

1 и 4 — циклон, 2 и 5 — антициклон, 3 и 6 — малоградиентное поле.

претерпевают и концентрации окиси углерода, источники выброса которой те же, что и двуокиси азота. Минимальные значения концентраций наблюдаются на уровне, близком к высоте основного количества зданий, расположенных в районе измерения вертикального профиля концентраций. Вероятно, это связано с более активным обменом в этом слое за счет усиления скорости ветра над крышами зданий.

Известно, что ветровой режим оказывает большое влияние на распределение концентраций в городе. С усилением ветра улучшается проветривание жилых районов. На рис. 3 представлены изолинии равных повторяемостей концентраций окиси углерода выше среднего значения по высотам при различных скоростях ветра. На высоте 12 м скорость ветра измерялась на метеостанции, расположенной за территорией города. Это позволило сравнивать значения концентраций со скоростью воздушного потока, не возмущенного городской застройкой.

Из рисунка следует, что наиболее часто повышенные уровни загрязнения встречаются на высоте 1,5 м от поверхности земли при скоростях ветра до 2 м/с. С увеличением высоты повторяемость уменьшается.

Представляет интерес, что сравнительно небольшое увеличение скорости ветра (от 2 до 3 м/с) приводит к уменьшению повторяемости в 2,7 раза. Дальнейшее увеличение скорости оказывает менее существенное влияние на изменение величины концентраций. Высокая повторяемость концентраций, превышающих средние значения, наблюдается на всех высотах при скорости ветра 2 м/с. С увеличением высоты при малых скоростях ветра наблюдается низкая повторяемость. В то же время имеется тенденция смещения максимальных значений повторяемости в сторону увеличения скорости ветра по мере удаления от поверхности земли.

Из приведенных данных следует, что для города существует некоторая опасная скорость, при которой наиболее часто наблюдаются повышенные уровни концентраций. Для рассматриваемого города эта скорость находится в пределах 1—3 м/с для высот от 1,5 до 25 м от поверхности земли.

В связи с тем что для проведения экспериментальных работ был выбран город в средней полосе ЕТС с характерной современной застройкой и с развитой промышленностью, можно предположить, что для многих других городов опасная скорость также находится в указанных пределах. Такие города располагаются в основном на равнинной или холмистой (незначительно) местности, и загрязнение воздушного бассейна в них происходит за счет выбросов вредных веществ из высоких и низких источников.

Известно, что в результате изменения выбросов вредных веществ в атмосферу и метеорологических условий, определяющих рассеяние примесей, существует суточный ход концентраций. Эти вопросы рассматривались ранее рядом авторов как в нашей стране [2, 3, 4], так и за рубежом [10, 11]. Однако в этих работах проведен анализ изменения суточного хода концентрации только в приземном слое атмосферы. В то же время представляет интерес рассмотреть изменение концентраций в толщине

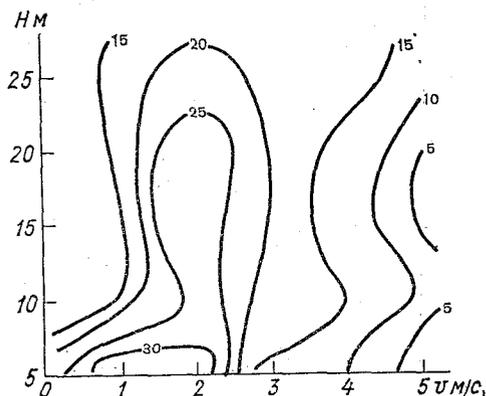


Рис. 3. Изменение повторяемости (%) концентраций окиси углерода выше их средних значений с высотой при различных скоростях ветра.

Изменение нормированных средних концентраций на их максимальное значение в светлое время суток при различных синоптических условиях

Ингредиент	H м	Время, ч												
		8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Циклоническая циркуляция														
Сернистый газ	10	0,54	0,33	0,79	0,92	0,62	0,46	0,45	0,62	1,00	0,62	0,83	1,00	—
	15	0,54	0,54	0,83	0,66	0,38	0,33	0,33	0,50	0,62	0,38	0,58	0,92	—
	20	0,42	0,50	0,66	0,66	0,50	0,21	0,21	0,50	0,75	0,54	0,42	0,42	0,71
	25	0,58	0,42	0,50	0,46	0,29	0,33	0,29	0,37	0,54	0,54	0,54	0,54	0,83
Окись углерода	1,5	0,72	0,86	0,84	0,70	0,54	0,59	0,81	0,91	0,98	1,0	0,91	0,75	0,57
	10	0,57	0,64	0,72	0,75	0,72	0,64	0,61	0,59	0,75	0,72	0,77	0,72	0,61
	15	0,41	0,64	0,50	0,36	0,59	0,59	0,55	0,59	0,61	0,66	0,50	0,50	0,36
	20	0,59	0,64	0,72	0,75	0,72	0,64	0,61	0,61	0,75	0,73	0,77	0,72	0,64
Двуокись азота	25	0,59	0,64	0,68	0,64	0,39	0,36	0,68	0,90	0,90	0,82	0,52	0,61	0,82
	10	0,75	0,90	0,46	0,42	0,35	0,35	0,68	0,75	0,70	0,50	0,38	0,80	—
	15	0,70	0,75	0,60	0,70	0,58	0,50	0,50	0,75	0,75	0,30	0,54	1,0	0,38
	20	0,40	0,75	0,65	0,30	0,22	0,20	0,37	0,75	0,50	0,40	0,60	1,0	—
25	0,45	0,85	0,75	0,50	0,35	0,38	0,50	0,50	0,40	0,30	0,50	0,90	—	

Антициклоническая циркуляция

Сернистый газ	10	0,33	0,80	0,92	1,0	0,67	0,41	0,39	0,41	0,61	0,78	0,72	0,57	0,25
	15	—	0,65	0,71	0,84	0,55	0,51	0,49	0,53	0,59	0,69	0,66	0,76	—
	20	0,62	0,78	0,84	0,73	0,69	0,51	0,41	0,45	0,57	0,75	0,61	0,75	—
	25	0,63	0,63	0,61	0,61	0,39	0,35	0,25	0,23	0,39	0,94	0,58	0,55	0,78
Окись углерода	1,5	0,73	0,74	0,76	0,89	0,77	0,64	0,62	0,67	1,0	0,82	0,74	0,82	0,71
	10	—	0,59	0,59	0,79	0,64	0,41	0,33	0,56	0,72	0,53	0,53	0,61	0,54
	15	0,54	0,54	0,56	0,82	0,56	0,43	0,46	0,48	0,56	0,56	0,56	0,56	—
	20	0,56	0,62	0,59	0,51	0,51	0,43	0,51	0,59	0,71	0,56	0,59	0,64	—
	25	0,56	0,54	0,54	0,62	0,38	0,41	0,48	0,56	0,59	0,54	0,66	0,74	—
Двуокись азота	10	0,71	0,57	0,87	1,0	0,57	0,40	0,38	0,40	0,65	0,70	0,67	0,71	0,40
	15	0,87	0,57	0,47	0,75	0,57	0,52	0,52	0,52	0,55	0,65	0,65	0,67	—
	20	0,35	0,40	0,45	0,57	0,60	0,52	0,45	0,40	0,45	0,50	0,48	0,45	—
	25	0,52	0,52	0,55	0,60	0,52	0,48	0,48	0,40	0,45	0,50	0,50	0,45	—

слоя атмосферы от 1,5 до 25 м от поверхности земли в связи с тем, что в этом слое находится основное количество жилых зданий.

В табл. 3 представлено изменение нормированных средних концентраций сернистого газа, окиси углерода и двуокиси азота соответственно для условий циклонической и антициклонической циркуляций атмосферы. Из приведенных материалов видно, что суточный ход всех ингредиентов и на всех высотах выражен наиболее четко в период антициклонической погоды. Особенно это относится к изменению средних концентраций сернистого газа. Вероятно это определяется тем, что сернистый газ образуется в основном при сжигании твердого топлива и выбрасывается в атмосферу через высокие трубы. Окись углерода и двуокись азота поступают в атмосферу, не только от промышленных предприятий, но и в большом количестве от автотранспорта, т. е. одновременно из высоких и низких источников. Однако, по нашему мнению, основную роль в изменении концентраций в течение суток играют метеорологические факторы.

Первый максимум, который наблюдается в 9—11 ч, определяется тем, что с началом рабочего дня увеличивается выброс вредных веществ в атмосферу. За счет этого происходит накопление вредных веществ в рассматриваемом слое. Этому способствует ослабленный обмен в утренние часы в результате образования радиационных инверсий особенно при антициклонической погоде. В результате увеличения скорости ветра, что характерно для ее суточного хода, и усиления турбулентного обмена происходит более активное перемешивание. Это обуславливает значительное уменьшение концентраций к 12—14 ч. Дальнейшее увеличение концентраций к 16—17 ч определяется уменьшением обмена внутри городской застройки при значительном выбросе вредных веществ в атмосферу.

Наблюдающийся рост концентраций после 19 ч можно объяснить увеличением выброса из труб теплоэнергетических установок в связи с увеличением потребления электроэнергии на освещение и горячей воды на бытовые нужды. Интересно, что этот максимум для сернистого газа прослеживается только выше 15 м над поверхностью земли.

При циклонической погоде концентрации в течение суток имеют меньшую амплитуду колебаний и менее четко выражены максимумы, которые часто смещены во времени относительно друг друга. Это вполне естественно, так как в период циклонической деятельности наблюдается значительно меньший суточный ход метеорологических элементов, определяющих рассеивание примесей, а характер их изменений во времени может значительно отличаться от изменений этих же элементов при антициклонической циркуляции. В связи с этим и экспериментальные значения концентраций в суточном ходе не всегда совпадают по времени при различных барических образованиях.

Как следует из вышесказанного, изменение уровня загрязнения атмосферы по вертикали в слое, где расположено основное количество жилых строений, имеет сложный характер и зависит от многих причин. Основными из них являются метеорологические условия, определяющие рассеяние примесей в атмосфере и проветривание жилых районов, размещение источника загрязнения по отношению к жилым районам и высота выбросов вредных веществ. При дальнейшем развитии этих работ необходимо организовать одновременно детальное исследование микроклиматических особенностей города (прежде всего по вертикали) с получением детальных данных об изменении скорости и направлении ветра, температуры и радиационных характеристик. Это позволит более полно обосновать причины изменений концентраций с высотой и установить основные закономерности этих изменений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеониздат, 1975, с. 331—335.
2. Безуглая Э. Ю., Горчиев А. А., Разбегаева Е. А. Годовой и суточный ход содержания атмосферных примесей в городских условиях. — Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 152—161.
3. Буренин Н. С., Горошко Б. Б. К изучению загрязнения городов промышленными выбросами. — Труды ГГО, 1969, вып. 238, с. 136—144.
4. Горошко Б. Б. Некоторые особенности распространения вредных примесей от высоких источников в зависимости от синоптико-метеорологических факторов. — Труды ГГО, 1968, вып. 207, с. 69—75.
5. Горошко Б. Б., Зайцев А. С., Назаренко В. Я. Вопросы методики и результаты исследования загрязнения атмосферы с помощью вертолета. — Труды ГГО, 1968, вып. 234, с. 85—94.
6. ГОСТ 17.2.3.01—77. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов. — М.: Изд-во стандартов, 1978. — 4 с.
7. Петренко В. К. Наблюдения за загрязнением воздуха на Останкинской телевизионной башне. — Труды ЦВГМО, 1975, вып. 5, с. 99—102.
8. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеониздат, 1979, с. 30—46 и 71—230.
9. Янковский И. А. Опыт и практика работы службы наблюдения за загрязнением атмосферы. — Труды ГГО, 1979, вып. 417, с. 117—120.
10. Commins B. T., Waller R. E. Observation from a ten-year study of pollution at a site in the city of London. — *Atm. Environ.*, 1967, vol. 1, N 1, p. 49—68.
11. Summers P. W. The seasonal, weekly and daily cycles of atmospheric smoke contents in Central Montreal. — *J. Air. Pollut. Control Assoc.*, 1966, vol. 16, N 8, p. 432—438.

ВЛИЯНИЕ ВЕТРА НА РАСПРОСТРАНЕНИЕ ПРИМЕСИ НА ПРОМПЛОЩАДКАХ АЛЮМИНИЕВЫХ ЗАВОДОВ

Для решения ряда практических задач необходимо знать уровень и характер изменения содержания примеси непосредственно на территории промышленных площадок. В связи с этим в экспедициях ГГО в 1977 и 1979 гг. был выполнен комплекс наблюдений за загрязнением воздушного бассейна на промплощадках двух алюминиевых заводов, расположенных в различных климатических зонах СССР.

Программой работ предусматривался синхронный отбор проб воздуха на фтористый водород и твердые фториды в 8—10 пунктах, находящихся в различных точках промплощадки. Пункты отбора располагались так, чтобы получить при различных метеорологических условиях распределение концентраций примеси как вдоль оси завода, так и в торцах межкорпусных дворов. Некоторые из пунктов работали в режиме стационарных постов, т. е. круглосуточно. На остальных пунктах отбор проб осуществлялся по скользящему графику. Крайние пункты располагались на расстоянии 15—20 м от электролизных корпусов. Отбор проб воздуха в межкорпусных дворах производился в пунктах, расположенных на оси двора вблизи соединительного коридора. Пробы анализировались по методикам, изложенным в [2].

На заводе, где эксперимент проводился в 1977 г., электролизные корпуса ориентированы с севера на юг, а на заводе, где эксперимент проводился в 1979 г. — с запада на восток. По каждому ингредиенту было получено следующее число проб:

<i>Ингредиент</i>	<i>Год</i>	<i>Число проб</i>
Фтористый водород	1977	850
	1979	1623
Твердые фториды	1977	869
	1979	1622

Одновременно с отбором проб атмосферного воздуха был выполнен комплекс метеорологических и аэрологических наблюдений для оценки условий рассеяния примеси. Метеорологические наблюдения выполнялись как на временно организованной метеорологической площадке, расположенной на расстоянии 0,8—1 км от завода, так и на промплощадке.

Как известно, от направления и скорости ветра в большой мере зависит загрязнение окружающего пространства в том или ином районе. Так как завод со своими многочисленными постройками оказывает значительное влияние на скорость и направление воздушного потока, то для последующего анализа

использовались данные о ветре, полученные на метеостанции на уровне флюгера.

Данные наблюдений за концентрациями были разделены на группы по двум направлениям ветра: вдоль электролизных корпусов и поперек электролизных корпусов. Случаи, когда ветер был направлен под некоторым углом (около 45°) к электролизным корпусам, в данной работе не рассматриваются.

Результаты, осредненные для каждой из групп и нормированные на валовый выброс примеси от завода, приведены в таблице. Пункты отбора расположены вдоль оси промплощадки.

Таблица

Нормированные средние концентрации (10^{-10} с/м³) фтористого водорода и твердых фторидов на промплощадке алюминиевого завода. 1979 г.

Ингредиент	Направление ветра	Пункты				
		1	2	3	4	5
HF	С	7,0	9,2	15,5	15,5	17,1
	Ю	17,5	42,9	14,8	12,8	0,7
	З	7,6	10,8	12,6	7,2	3,1
	В	3,8	12,6	10,1	10,1	4,3
Фториды	С	4,7	23,2	11,7	8,0	28,2
	Ю	14,5	41,6	7,9	7,9	1,0
	З	8,2	23,8	12,6	1,9	19,0
	В	7,8	22,4	3,9	2,1	25,0

Из таблицы видно, что уровень загрязнения в отдельных пунктах завода зависит от направления ветра. При ветре, дующем поперек корпусов (северное и южное направления), на подветренной стороне промплощадки содержание фтористого водорода в 2,5—24 раза выше, чем в случаях когда эта сторона промплощадки является наветренной. Содержание твердых фторидов изменяется соответственно в 3—28 раз.

С приближением от края промплощадки к ее центру влияние направления ветра на уровень загрязнения проявляется меньше. В центре промплощадки (пункт 3) отношение концентраций для фтористого водорода, полученных при противоположных направлениях ветра, близко к единице. Концентрации твердых фторидов в этом пункте при западном и северном ветрах оказались выше, чем при восточном и южном. Вероятно, на уровень загрязнения атмосферы в районе данного пункта оказывает влияние интенсивное движение автотранспорта в этой части завода. Для остальных пунктов отношение концентраций при ветрах западного и восточного направлений близко к единице.

Рассмотрим случай, когда пункты отбора проб располагались вдоль оси межкорпусного двора. Схема их расположения и распределение нормированных концентраций фтористого водорода приведена на рис. 1. Как видно из рисунка, уровень загрязнения воздушного бассейна вдоль межкорпусного двора также зависит от направления ветра. При ветрах, дующих поперек завода, наибольшие концентрации HF наблюдались в точке, расположенной в глубине межкорпусного двора (вблизи соединительного коридора). В случае продольного направления ветра наибольшие концентрации примеси были отмечены в пункте с подветренной стороны двора.

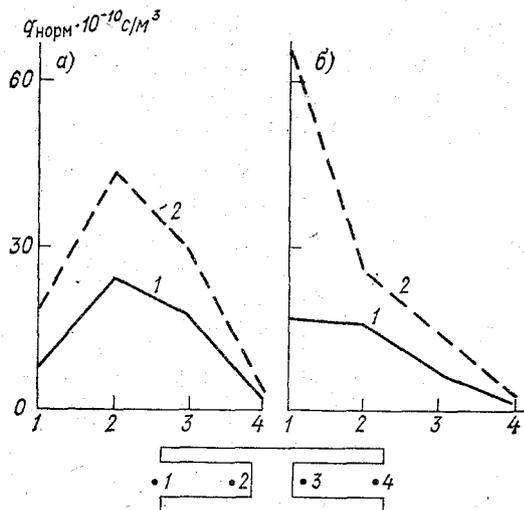


Рис. 1. Схема размещения пунктов отбора проб и распределение концентраций фтористого водорода вдоль межкорпусного двора алюминиевого завода при ветре поперек двора (а) и вдоль двора (б). 1977 г.

1 — средние концентрации, 2 — максимальные концентрации.

При анализе данных наблюдений исследовалась также зависимость концентраций от скорости ветра. Для этой цели все данные наблюдений для каждого пункта разбивались на группы по градациям скорости ветра. Затем был применен метод построения огибающих [1]. В результате, несмотря на значительный разброс точек на графике, для каждого пункта можно было определить опасную скорость ветра. В последующем были рассчитаны средние концентрации примеси для каждой градации скорости ветра (рис. 2).

Из рис. 2 хорошо видно, что уровень загрязнения воздуха фтористыми соединениями в двух пунктах весьма различен. Максимальные концентрации фтористого водорода на втором

пункте в 2 раза, а твердых фторидов в 4 раза выше, чем на пер-
вом. Из этого рисунка также видно, что наибольшие concentra-
ции фтористых соединений наблюдались при скорости ветра 2—
4 м/с. С дальнейшим ростом скорости ветра концентрации умень-
шались. При скорости 9 м/с они были в 3—5 раз меньше, чем
при опасной скорости. Отсутствие случаев со штилями и неболь-
шое число случаев со скоростью ветра до 1 м/с не позволили вы-
явить характер поведения кривой в начальной части графика.

Полученные результаты позволяют сделать ряд выводов
о закономерности изменения уровня загрязнения воздуха на
промплощадках алюминиевых заводов в зависимости от на-
правления и скорости ветра.

1. Влияние направления ветра наиболее четко прослеживается
на краях промплощадки, где содержание примеси в воздухе
может изменяться при противоположных направлениях ветра до

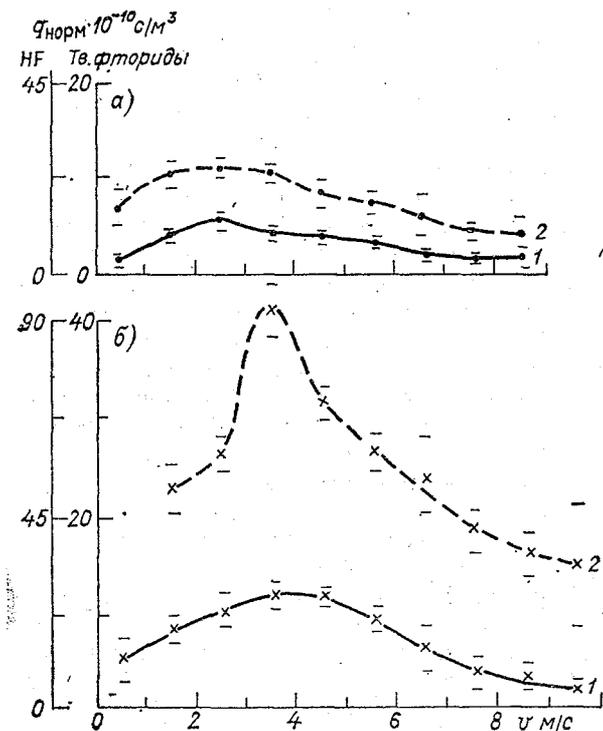


Рис. 2. Зависимость средних нормированных кон-
центраций фтористых соединений от скорости
ветра по данным пунктов отбора проб, распо-
ложенных на краю промплощадки (а) и между
электролизными корпусами (б). 1979 г.
1 — фтористый водород, 2 — твердые фториды.

28 раз. С приближением от края промплощадки к ее центру влияние направления ветра значительно уменьшается.

2. Содержание фтористых соединений в воздухе на промплощадке зависит от скорости ветра и достигает наибольших значений при 2—4 м/с.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1975. — 448 с.
2. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1979. — 448 с.

Н. С. Буренин

К ОЦЕНКЕ ВРЕМЕННОЙ СТРУКТУРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА АВТОТРАНСПОРТОМ

Для временных изменений содержания вредных веществ, поступающих в атмосферу от автотранспорта, наиболее характерны колебания в течение суток, недели и года. Изучение их имеет большое значение для рационального планирования и регулирования автотранспортного движения в городах и эффективного учета метеорологических факторов, особенно в тех случаях, когда приземные концентрации достигают больших значений. Общая тенденция подобной временной изменчивости изучена достаточно подробно [1, 2, 3, 8 и др.]. Так, в течение суток концентрации в городах, где выбросы автотранспорта преобладают в общем выбросе вредных веществ в атмосферу (Одесса, Винница, Ленинград), уменьшаются в 3—6 раз ночью, а днем наблюдаются два максимума концентраций: в утреннее (7—9 ч) и послеполуденное (16—19 ч) время.

Наиболее отличительной особенностью недельного хода концентраций вредных веществ, выбрасываемых автотранспортом, является их убывание в нерабочие дни, когда за счет прекращения работы большей части предприятий и учреждений уменьшаются потоки грузовых и легковых автомобилей ведомственного назначения и снижается интенсивность движения автобусов в часы «пик» при незначительном возрастании количества автомобилей индивидуального пользования. Так, в городах, где загрязнение воздуха определяется промышленными выбросами, концентрации убывают на 30—40 % по сравнению с наибольшими среднедневными величинами, в других городах — в 2—3 раза.

Однако более детальное изучение временной структуры загрязнения воздуха автотранспортом стало возможным только с момента внедрения на сети контроля загрязнения атмосферы в городах автоматических газоанализаторов (в частности, на

кись углерода). Это связано с тем, что окись углерода является главной характеристикой токсичности автомобиля как источника загрязнения атмосферы, так как на ее долю приходится около 5—90 % общего содержания токсических компонент в отработавших газах. Наряду с этим, окись углерода относится к наиболее консервативным газам, так как время жизни ее в атмосфере существенно больше, чем других вредных веществ [9]. По данным [7], около 80 % глобальных выбросов окиси углерода связаны с автотранспортом. Таким образом, наиболее характерным параметром для оценки состояния атмосферы отработавшими газами автотранспорта является содержание окиси углерода в воздухе.

Первые результаты анализа данных концентраций окиси углерода с помощью автоматического газоанализатора ГМК-3, полученные в процессе его опытной эксплуатации, были изложены в [5]. Ниже остановимся на результатах непрерывной регистрации концентраций окиси углерода на пяти пунктах Ленинграда. Пункты наблюдений выбирались в районах автомагистралей с разной интенсивностью движения и составом транспортных потоков и различными планировочными параметрами. Четыре пункта наблюдений располагались в непосредственной близости от автомагистралей (не более 2—3 м от края проезжей части), пятый пункт — на расстоянии 150 м от нее. Наблюдения выполнялись в разные сезоны нескольких лет, и их продолжительность составляла 0,5—1,5 месяца. В целях уменьшения ошибок измерений производилась систематическая подкорректировка нулевых показаний (не реже 1 раза в сутки) и калибровка на заданной концентрации (1 раз в 2—3 дня).

Для анализа временной изменчивости окиси углерода нами использовались методика, алгоритмы и программа их реализации на ЭВМ М-220 [4]. Одним из основных преимуществ этой методики является учет пропусков в рядах наблюдений, которые из-за разного рода технических причин неизбежны при непрерывной регистрации измеряемого параметра.

Предварительная обработка данных непрерывной регистрации предусматривала вычисление средней за 20 мин концентрации \bar{q} , среднего квадратического отклонения σ и коэффициента вариации $V = \sigma/\bar{q}$.

В табл. 1 представлены изменения среднечасовых значений \bar{q} , σ (в единицах шкалы газоанализатора) и V (в процентах) в течение суток.

Как видно из табл. 1, уровень загрязнения воздуха окисью углерода на пунктах 1—4 значительно больше, чем на пункте 5, удаленном от автомагистрали. Концентрации на пункте 5 почти в 5 раз меньше в ночные и ранние утренние часы и в 1,5—2 раза меньше в дневные. Наибольшая амплитуда суточных колебаний \bar{q} отмечена на пунктах 3 и 4. Для пункта 3 характерны также более высокие \bar{q} и максимальные величины концентраций, чем на других пунктах вблизи автомагистралей. Причиной этого

является наибольшая интенсивность движения автотранспорта в составе которого преобладают грузовые автомобили, на это, в частности, указывает тот факт, что обуславливает большие выбросы в дневное время. На пунктах 1 и 2 амплитуда суточных изменений меньше на 30–35 %, чем на пунктах 3 и 4. Это объясняется высоким содержанием окиси углерода в воздухе в ночные часы, которое в пункте 1 обусловлено большим фоновым загрязнением, так как он расположен в промышленном районе, а в пункте 2 — близким расположением (20–30 м) бензозаправочной станции.

Таблица

Изменение в течение суток статистических характеристик концентраций окиси углерода на ряде автомагистралей Ленинграда

Характеристика	Пункт	Время, ч											
		0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22
\bar{q}	1	0,7	0,6	0,7	1,3	1,8	1,3	1,2	1,2	1,3	1,1	0,9	0,9
σ		0,60	0,51	0,63	0,86	1,02	0,76	0,57	0,66	0,63	0,67	0,67	0,72
V		86	85	90	66	57	59	48	55	49	61	74	80
\bar{q}	2	0,6	0,4	0,6	1,1	1,3	1,3	1,3	1,5	1,4	1,3	0,9	0,6
σ		0,32	0,22	0,28	0,49	0,33	0,43	0,38	0,56	0,35	0,47	0,44	0,36
V		53	55	47	45	25	33	29	37	25	36	49	60
\bar{q}	3	0,4	0,2	0,3	1,9	1,9	1,7	1,5	1,6	2,2	1,8	1,1	0,7
σ		0,46	0,30	0,41	0,58	0,77	0,78	0,31	0,40	0,64	0,71	0,56	0,46
V		115	150	137	31	41	46	21	25	29	39	51	61
\bar{q}	4	0,1	0,2	0,3	0,8	1,1	0,7	0,6	0,7	1,6	0,5	0,3	0,2
σ		0,05	0,12	0,15	0,29	0,58	0,18	0,22	0,28	0,77	0,19	0,14	0,11
V		50	60	50	36	53	26	37	40	48	38	47	55
\bar{q}	5	0,1	0,2	0,2	0,4	0,6	0,8	0,6	0,6	0,7	0,5	0,3	0,4
σ		0,05	0,07	0,06	0,17	0,22	0,24	0,12	0,11	0,66	0,33	0,12	0,17
V		50	35	30	43	37	30	20	18	94	66	40	43

Характер изменения σ на всех пунктах в основном аналогичен изменениям \bar{q} . Вместе с тем, различия в значениях \bar{q} и σ изменяются в течение суток. Почти на всех пунктах мера вариации V имеет несколько большие значения в ночные часы. Причем, если на пунктах 1, 2, 4 и 5 значения V в эти часы не превышают 0,4–0,6, то на пункте 3 значения V достигают 1,1–1,46. Учитывая, что пункты наблюдений находятся вне зон прямого воздействия выбросов промышленных источников и уровень загрязнения в эти часы незначителен, можно считать, что концентрации характеризуют фоновое загрязнение. Разный уровень концентраций ночью на отдельных пунктах указывает на различия в интенсив-

ости фонового загрязнения воздуха по территории города. Более высокая степень рассеяния значений концентраций в ночные часы при сравнительно неизменных во времени выбросах указывает на влияние метеорологических факторов. На пункте 3, где отмечена наибольшая изменчивость концентраций, наряду с метеорологическими факторами играют роль также флуктуации автомобильных выбросов. Последнее объясняется тем, что пункт наблюдений расположен на транзитной автомагистрали, движение по которой не прекращается и в ночное время.

Полученные ряды наблюдений с помощью газоанализатора МК-3 содержат случайные ошибки измерений, которые могут, как известно, несколько завышать дисперсию данных измерений. Оценка меры ошибки η была выполнена по шумовой составляющей в спектре [4], а затем по соотношению $\eta = \delta^2 / \sigma^2$ была рассчитана дисперсия ошибки δ^2 . В табл. 2 представлены значения η , δ^2 и σ^2 для всего ряда наблюдений на каждой из автомагистралей.

Таблица 2

Величины η , σ^2 и δ^2 для окиси углерода

Величина	Пункт				
	1	2	3	4	5
η	0,011	0,005	0,014	0,020	0,023
σ^2	0,490	0,144	0,251	0,302	0,361
δ^2	0,005	0,001	0,004	0,006	0,008

Как видно из табл. 2, ошибки измерений с помощью газоанализатора ГМК-3 составляют не более 10—30 % дисперсии.

В процессе последующей обработки данных измерений производился расчет нормированной временной автокорреляционной функции $r(\tau)$ в предположении стационарности процесса для каждого из пунктов наблюдений с учетом пропусков в рядах наблюдений, результаты которого представлены на рис. 1.

Как следует из рис. 1, характер изменений временной автокорреляционной функции имеет свои особенности для отдельных пунктов наблюдений. Для пунктов 3—5 высокая корреляция ($r(\tau) \geq 0,5$) сохраняется в течение 2—3 ч, в то время как для пункта 2 этот интервал составляет около 1 ч. Наибольший интервал, в котором сохраняется высокая корреляция, отмечен на пункте 1 и равен 5 ч. Малые интервалы сохранения высокой корреляции связаны с влиянием метеорологических факторов в приземном слое атмосферы и с изменениями интенсивности движения автотранспорта.

Несмотря на различия нормированных временных автокорреляционных функций, можно считать, что для четырех пунктов

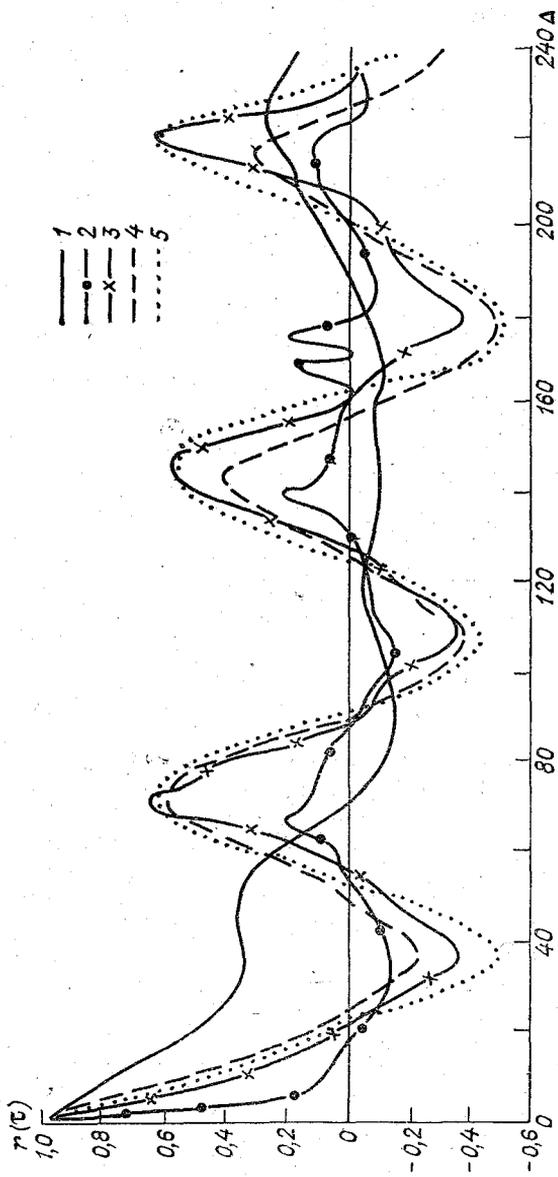


Рис. 1. Нормированные временные автокорреляционные функции концентрации окиси углерода по данным измерений на пунктах 1—5 в Ленинграде.

2—5) характер ее изменений тождествен. Это находит отражение в приблизительно одинаковом времени перехода временной автокорреляционной функции через 0. Вместе с тем характер изменений временной автокорреляционной функции свидетельствует о том, что процесс регулярен, т. е. периоды повышенного уровня загрязнения (максимальных концентраций) образуются и исчезают через примерно одинаковый интервал времени (11—13 ч). По-иному изменяется временная корреляционная функция (τ) для пункта 1.

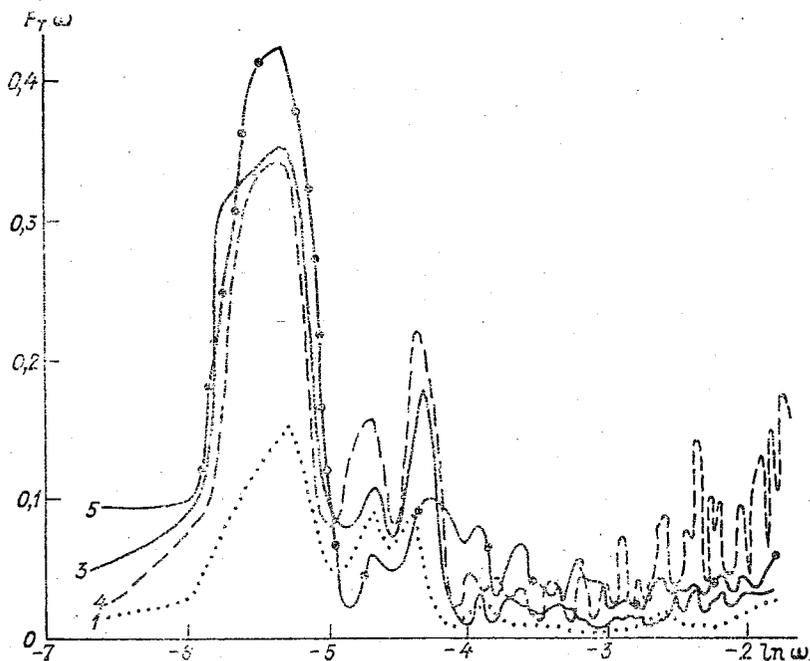


Рис. 2. Изменение спектральной функции концентраций окиси углерода на пунктах 1, 3—5 в Ленинграде.

В заключение рассмотрим особенности изменения спектральных функций концентраций окиси углерода, приведенные на ис. 2 (по оси координат отложены спектральные функции в виде произведения частоты ω на спектральную функцию F , по оси абсцисс — $\ln \omega$). Анализ спектральных функций показывает, что представленный диапазон частот характеризуется несколькими максимумами спектральной плотности. Основной, наиболее ярко выраженный максимум наблюдается на частотах $0.5 \cdot 10^{-3}$ Гц, то соответствует периоду суток. Этот максимум обусловлен колебаниями автомобильных выбросов, имеющими четкий суточ-

ный период. Два последующих максимума по величине в среднем в 2—2,5 раза меньше основного приходятся на частоты $(1 \div 1,5) 10^{-2}$ Гц (7—10 ч). Из этих двух максимумов более значителен последний, приходящийся на частоту $1,5 \cdot 10^{-2}$ Гц. Оба эти максимума, по-видимому, имеют одинаковое происхождение и отражают влияние метеорологических факторов, а также особенности изменения интенсивности движения в течение дня, обуславливающие увеличение дисперсии значений концентраций.

В конце рассматриваемого диапазона частот $(1 \div 3) 10^{-1}$ Гц отмечаются незначительные флуктуации спектральной функции с периодом 60—120 мин, которые, по-видимому, можно объяснить аналогичными по масштабу изменениями метеорологических факторов, определяющих рассеяние выхлопных газов автотранспорта в приземном слое атмосферы.

Таким образом, из анализа приведенных на рис. 1 и 2 кривых распределения нормированной временной автокорреляционной и спектральной функций можно заключить, что на отдельных пунктах отмечаются различия в изменении дисперсии концентраций окиси углерода, что обусловлено особенностями изменения автомобильных выбросов и метеорологических параметров, характерными для каждого из пунктов наблюдений. Вместе с тем характер основных изменений процессов практически тождественен для всех рассматриваемых пунктов наблюдений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеиздат, 1975. — 448 с.
2. Буренин Н. С. Некоторые результаты наблюдений за загрязнением воздуха на автомагистралях. — Труды ГГО, 1974, вып. 314, с. 136—147.
3. Буренин Н. С. Загрязнение атмосферного воздуха выхлопными газами автомобилей. — Труды ГГО, 1975, вып. 325, с. 135—144.
4. Винников К. Я. и др. Методика расчета корреляционных функций и спектров временных метеорологических рядов. — Труды ГГО, 1973, вып. 308 с. 27—46.
5. Зайцев А. С. Структура поля концентраций окиси углерода в городе. — Труды ГГО, 1973, вып. 293, с. 47—51.
6. Попов В. А. и др. Содержание озона в городской атмосфере в зависимости от метеорологических условий. — Метеорология и гидрология, 1980, № 2, с. 105—106.
7. Смит К. Основы прикладной метеорологии. — Л.: Гидрометеиздат 1978. — 423 с.
8. Фельдман Ю. Г. Гигиеническая оценка автотранспорта как источника загрязнения атмосферного воздуха. — М.: Медицина, 1975. — 159 с.
9. Seiler W. The cycle of atmosphere CO. — Tellus, 1974, vol. 26 p. 116—135.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРИМЕСЕЙ В АТМОСФЕРЕ ГОРОДОВ РАЗЛИЧНЫХ ТИПОВ

В настоящее время сеть контроля загрязнения атмосферы СКЗА) включает свыше 400 городов, расположенных в различных физико-географических зонах. Для анализа и статистической обработки обширной информации характеристик загрязнения около 4 млн. данных в год) разработаны и реализованы на ЭВМ программы, использующие данные средних годовых и максимальных концентраций промышленных примесей в городах СССР.

В данной работе изложены результаты статистического анализа материала наблюдений на СКЗА за 1979 г.

В программе обработки данных на ЭВМ предусмотрено получение для различных типов городов средних ($\bar{q}_{\text{ср}}$), средних максимальных ($\bar{q}_{\text{м}}$) значений концентраций по формуле

$$\bar{q} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n q_i, \quad (1)$$

где q_i — средняя (или максимальная) концентрация примеси в i -ом городе, и средних квадратических отклонений

$$\sigma_q = \sqrt{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2 / (n - 1)}. \quad (2)$$

При этом использованы результаты наблюдений в 328 городах, в которых число измерений каждой примеси было не менее 50. Эти города были разделены на 10 типов. Из них выделено пять типов по численности населения, четыре по отраслям промышленности и один по всей совокупности городов. В табл. 1 представлены средние и средние из максимальных концентраций значения наиболее характерных примесей, нормированные на соответствующее среднее или максимальное значение, полученное для городов типа 1 с населением менее 100 тысяч жителей. Кроме того, приведены значения коэффициентов вариации $V_{\text{ср}} = \sigma_{\text{ср}} / \bar{q}_{\text{ср}}$ и $V_{\text{м}} = \sigma_{\text{м}} / \bar{q}_{\text{м}}$.

Для всех примесей (сернистый газ, окись углерода и двуокись азота) отмечается, как и в [1], увеличение среднего значения концентраций с ростом численности населения, причем, для концентраций окиси углерода и двуокиси азота этот рост выражен более четко. Так, в крупнейших городах (тип 5) концентрации сернистого газа увеличены по сравнению с малыми городами на 20 %, окиси углерода — на 50 % и двуокиси азота — почти в 2 раза.

Рост средних концентраций двуокиси азота и окиси углерода в основном происходит в результате увеличения выбросов от ав-

Нормированные средние ($\bar{q}_{\text{ср}}$) и средние максимальные ($\bar{q}_{\text{м}}$) концентрации примесей и коэффициенты вариации (V) для городов различных типов (n — количество городов)

Тип	Признак деления	n	Сернистый газ				Оксид углерода				Двуокись азота				
			$\bar{q}_{\text{ср}}$	\bar{V}	$\bar{q}_{\text{м}}$	$\bar{V}_{\text{м}}$	$\bar{q}_{\text{ср}}$	\bar{V}	$\bar{q}_{\text{м}}$	$\bar{V}_{\text{м}}$	$\bar{q}_{\text{ср}}$	\bar{V}	$\bar{q}_{\text{м}}$	$\bar{V}_{\text{м}}$	
1	Численность населения менее 100 тыс.	154	1,0	0,6	1,0	1,0	0,5	1,0	0,6	1,0	0,7	1,0	0,7	1,0	1,0
2	100—250 тыс.	77	1,1	0,8	1,5	1,5	0,4	1,0	0,6	1,2	0,4	1,1	0,7	1,0	0,7
3	250—500 тыс.	53	1,0	0,5	1,6	0,9	0,5	1,1	0,6	1,2	0,4	1,4	0,6	1,0	0,6
4	500—1000 тыс.	27	1,2	0,8	1,6	0,6	0,3	1,2	0,7	1,5	0,3	1,9	0,9	1,0	0,9
5	более 1 млн.	17	1,2	0,6	2,0	0,7	0,3	1,5	0,5	1,8	0,4	2,8	0,9	1,0	0,9
6	по всей совокупности	328	1,2	0,8	1,3	1,2	0,4	1,1	0,6	1,1	0,4	1,2	1,0	1,0	1,0
7	Черная металлургия	32	1,3	0,7	1,8	1,0	0,5	1,2	0,5	1,2	0,7	1,6	1,0	1,0	1,0
8	Цветная металлургия	36	1,4	0,8	2,4	1,2	0,5	1,2	0,7	1,2	0,7	1,5	0,9	1,0	0,9
9	Химическая пром.	55	1,2	0,5	1,6	0,6	0,4	1,1	0,5	1,2	0,7	1,6	0,8	1,0	0,8
10	Нефтехимическая пром.	34	1,3	0,6	1,9	0,7	0,4	1,1	0,8	1,2	0,7	1,8	0,7	1,0	0,7

томобилей. Объем выбросов, как показано в работе [4], пропорционален численности населения.

Полученные выше выводы о том, что основным источником загрязнения воздуха окисью углерода и двуокисью азота являются выхлопные газы автотранспорта, позволяют предположить наличие связи между средними концентрациями этих примесей. Для проверки такого предположения рассчитывался коэффициент корреляции между средними концентрациями окиси углерода и двуокиси азота по данным регулярных наблюдений на стационарных постах в 67 городах, где отсутствует преобладание какой-либо отрасли промышленности. Коэффициент корреляции оказался равным 0,50. Несмотря на то, что полученная связь не

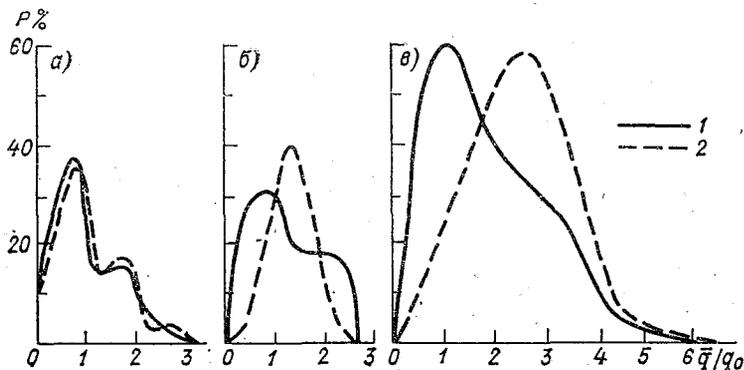


Рис. 1. Распределение средних концентраций сернистого газа (а), окиси углерода (б) и двуокиси азота (в).

1 — города с населением менее 100 тысяч жителей, 2 — города с населением более 500 тысяч жителей.

очень высокая, однако она достаточно надежна и ее можно использовать при долгосрочном прогнозе уровня загрязнения воздуха городов.

Данные об изменчивости (σ/\bar{q}) указывают на довольно большой разброс в пределах типа средних значений концентраций сернистого газа (0,5—0,8) и меньший для окиси углерода и двуокиси азота (0,3—0,7). Следовательно, полученные выводы о росте уровня с увеличением численности населения статистически более обеспечены для концентраций окиси углерода и двуокиси азота, чем для сернистого газа.

На рис. 1 показано распределение средних концентраций примесей для городов с численностью населения менее 100 тысяч жителей (тип 1) и более 500 тысяч (типы 4 и 5). Для сравнения градации средних концентраций даны в долях среднего их значения для городов первого типа. Как видно из рис. 1, для окиси углерода и двуокиси азота виды функций существенно различаются: для крупнейших городов область максимума средних зна-

чений концентраций смещена в сторону больших значений. Представленные функции распределения подтверждают приведенные выше выводы о преобладающем влиянии автотранспорта на уровень загрязнения атмосферы городов. Для сернистого газа обе кривые распределения сходны между собой. Однако для крупнейших городов повторяемость низких значений концентраций несколько меньше, а высоких — больше, чем для городов с населением менее 100 тысяч человек.

Зависимость уровня загрязнения от размера городов (численности населения) подтверждается также данными о средних максимальных концентрациях. Как видно из табл. 1, в городах типа 5 по сравнению с городами типа 1 значения \bar{q}_m окиси углерода возрастают на 50 %, сернистого газа — в 2 раза, а двуокиси азота — почти в 3 раза. Поскольку число городов типа 5 сравнительно невелико, значения средних максимальных концентраций оказались особенно чувствительны к отдельным высоким значениям в некоторых из этих городов. Заметим, что изменчивость средних концентраций всех примесей в городах типов 1—5 меньше, чем соответствующая изменчивость средних максимальных концентраций, что следует из анализа значений коэффициентов вариации.

Так, для двуокиси азота σ_{cp}/\bar{q}_{cp} находится в пределах 0,3—0,7, а σ_m/\bar{q}_m — в пределах 0,7—1,0.

Для различных ориентировочных оценок в ряде случаев полезно знать соотношение максимальных и средних концентраций. Как показывают расчеты, отношение \bar{q}_m/\bar{q}_{cp} для двуокиси азота и сернистого газа составляет в целом по стране 11—12, а для окиси углерода — 4. Однако в городах типов 1—5 эти отношения существенно различаются: для окиси углерода и двуокиси азота четко заметно их увеличение с ростом численности населения. Следовательно, с ростом численности населения средние концентрации увеличиваются медленнее, чем максимальные. Это можно объяснить различным влиянием метеорологических условий на формирование среднего уровня загрязнения атмосферы выбросами от источников разных типов.

В крупнейших городах страны доля высоких источников существенно больше. Поскольку опасные условия загрязнения для низких и высоких источников различаются [3], то соответственно средний уровень загрязнения в крупнейших городах будет меньше, чем возможный уровень загрязнения, создаваемый одними низкими источниками такого же количества выбросов.

В отдельных случаях при неблагоприятных метеорологических условиях происходит наложение выбросов как от низких, так и от высоких источников, что может привести к увеличению максимальных концентраций. Это находит свое подтверждение при рассмотрении различных примесей.

Окись углерода в крупных и небольших городах в основном выбрасывается низким источником (выхлопные газы автотранс-

порта), поэтому рост средних концентраций этой примеси почти пропорционален росту средних максимальных. Источниками сернистого газа и двуокиси азота являются как низкие, так и высокие выбросы, поэтому увеличение средних концентраций с ростом городов замедляется.

Для конкретных городов соотношение между максимальными и средними концентрациями варьирует в довольно больших пределах. Если предположить логарифмически нормальный закон распределения примесей в городе, то отношение $q_m/q_{ср}$ можно представить в следующем виде [1]:

$$\frac{q_m}{q_{ср}} = \frac{1}{\sqrt{1+V^2}} \exp[z\sqrt{1,41 \ln(1+V^2)}], \quad (3)$$

где $V = \sigma/q_{ср}$, z — аргумент интеграла вероятности

$$\Phi(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt.$$

Величина $\Phi(z)$ связана с вероятностью P обеспечения q_m соотношением $\Phi(z) = 1 - 2P$.

На рис. 2 представлены кривые, показывающие отношение $q_m/q_{ср}$ при различных значениях V в зависимости от вероятности превышения q_m . Как видно, при вероятности превышения 1—5% зависимость $q_m/q_{ср}$ от V сравнительно невелика и отношение $q_m/q_{ср}$ изменяется в пределах реальных V [1] в 2—4 раза. При значениях вероятности, равных 0,1 и 0,01%, это отношение с ростом V увеличивается соответственно в 9 и 18 раз и изменяется от 4 до 35 при 0,1%-ной вероятности и от 5 до 90 при 0,01%-ной вероятности.

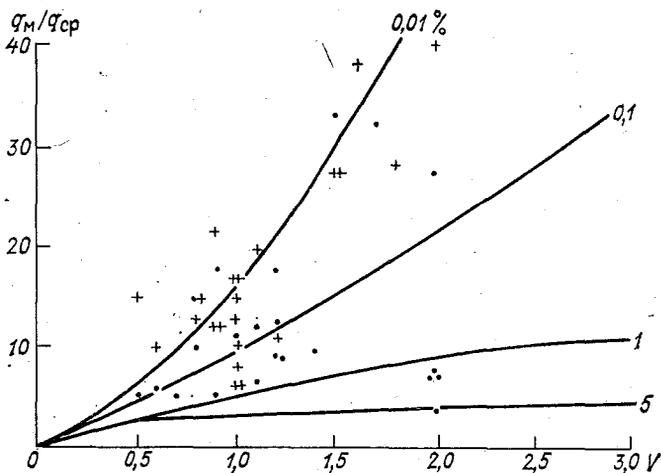


Рис. 2. Зависимость отношения $q_m/q_{ср}$ от V при различных значениях вероятностей превышения q_m .

Фактические соотношения между q_M и q_{cp} были получены по данным регулярных наблюдений в 1978 г. на 863 стационарных постах в различных городах страны. Вероятностное распределение значений q_M/q_{cp} для концентраций сернистого газа и двуокиси азота показаны на рис. 3. Из рисунка следует, что максимальные концентрации больше средних в основном в 2—20 раз, а примерно в 10 % случаев — в 21—40 раз. Отмечались отдельные случаи, когда это соотношение увеличивалось до 60 и более, т. е. наблюдались максимумы с вероятностью превышения менее 0,01 %.

Для 24 городов были рассчитаны значения коэффициента вариации концентрации сернистого газа и двуокиси азота. Значения q_M/q_{cp} для этих городов в зависимости от V (точки на рис. 2) показывают, что фактические максимумы, полученные на

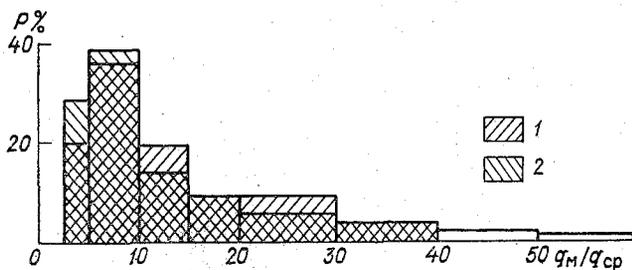


Рис. 3. Вероятностное распределение значений q_M/q_{cp} для сернистого газа (1) и двуокиси азота (2) по данным наблюдений на стационарных постах в 1978 г.

стационарных постах, наиболее часто соответствуют вероятности их превышения менее чем в 0,1 % случаев и почти не встречаются при более чем 1 %-ной вероятности. Этот рисунок можно использовать при критическом анализе данных наблюдений. Значения $q_M/q_{cp} < 2$, как видно из рис. 2, даже при $V > 0,5$ сомнительны, а значения $q_M/q_{cp} > 45$ при $V < 2$ мало вероятны.

Рассмотрим средние характеристики загрязнения для городов типов 6—10 (см. табл. 1). Влияние промышленных источников более всего сказывается на формировании уровня загрязнения воздуха сернистым газом: средние концентрации в городах с предприятиями цветной металлургии, черной металлургии и нефтеперерабатывающей промышленности выше среднего значения по стране. Средние максимальные концентрации в городах с предприятиями цветной металлургии почти вдвое больше средней максимальной концентрации в городах типа 6, а в городах с другими отраслями промышленности — на 40—50 %. Вклад выбросов промышленными предприятиями в загрязнение атмосферы городов окисью углерода и двуокисью азота ниже. Это показывает,

ито основным источником загрязнения воздуха этими примесями являются выхлопные газы автомобилей. Но вместе с тем заметно существенное повышение средних максимальных концентраций, определяемое отдельными случаями повышенных выбросов промышленными предприятиями. Средние максимальные концентрации окиси углерода в городах с нефтеперерабатывающей промышленностью (тип 10) и цветной металлургией (тип 8) на 20—30 % выше, чем в целом по стране, а средние максимальные концентрации двуокиси азота в городах с любой отраслью промышленности (типы 7—10) на 30—50 % выше.

Необходимо отметить, что почти все города с черной и цветной металлургией относятся к городам типа 1, 2 и 3, т. е. с населением менее 500 тысяч жителей. Поэтому, сопоставляя уровни загрязнения воздуха сернистым газом в городах с указанной численностью населения и с соответствующими отраслями промышленности, можно обнаружить более четкое влияние промышленных выбросов. Из табл. 1 видно, что более высокие значения коэффициентов вариации в отдельных случаях обусловлены сравнительно малым количеством городов, отнесенных к типам 7—10 (по отраслям промышленности).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. К статистическому определению средних и максимальных значений концентраций примесей. — Труды ГГО, 1971, вып. 254, с. 133—139.
2. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеоиздат, 1980, с. 15—22.
3. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975. — 448 с.
4. Буренин Н. С., Оникул Р. И., Соломатина И. И. К оценке выбросов автотранспорта в атмосферу и загрязнения воздуха вблизи автомагистралей. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 102—110.

Э. Ю. Безуглая

ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПОТЕНЦИАЛА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ И ЕГО РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ СРЕДНЕГО УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

При составлении схем размещения промышленных объектов, при проектировании, строительстве и реконструкции промышленных объектов важное значение имеет информация о потенциале загрязнения атмосферы (ПЗА). Под ПЗА следует понимать показатель возможного уровня загрязнения атмосферы (в условных единицах), создаваемого при фиксированных параметрах выбросов под влиянием определенных сочетаний метеорологических

условий. Районирование территории СССР по ПЗА представлено в [1]. Характерной особенностью данного подхода к оценке рассеивающей способности атмосферы является возможность проводить дифференциацию ПЗА в зависимости от параметров рассматриваемых источников загрязнения. При расчете ПЗА от низких холодных и неорганизованных выбросов, преобладающих в городских условиях, используются сведения о повторяемости приземных инверсий, слабых ветров, застоев воздуха и туманов.

По данным о повторяемости этих параметров можно определить не только значение ПЗА, но и его изменчивость в различных физико-географических районах. Значение изменчивости ПЗА (σ_M^2) рассчитывается, как и значение ПЗА [2], из предположения, что распределение повторяемостей концентраций примесей в данной точке описывается логарифмически нормальным законом. При этом коэффициент вариации

$$V = \frac{\sigma}{q_{cp}} = \sqrt{(e^{s^2} - 1)}, \quad (1)$$

где

$$s = \frac{0,29}{z_2 - z_1};$$

$$\Phi(z_1) = 1 - 2P_1, \quad (2)$$

$$\Phi(z_2) = 1 - 2P_2, \quad (3)$$

где

$$\Phi(z) = \frac{2}{\pi} \int_0^z e^{t^2} dt$$

— интеграл вероятности, а P_1 и P_2 — повторяемости сочетаний метеорологических условий, при которых превышаются определенные уровни концентраций q_n и $1,5q_n$. Они определяются в соответствии с [2]. Для некоторых городов значения P_1 и P_2 приведены в табл. 1.

Таблица 1

Станция	Повторяемость, %					
	слабых ветров	приземных инверсий	застоев	туманов	P_1	P_2
Архангельск	12	33	10	1,7	35	11
Минск	13	21	6	4,0	32	10
Иркутск	52	47	30	6,7	76	37
Чита	67	49	39	2,5	77	42

Для ряда сочетаний P_1 и P_2 в табл. 2 приведены значения коэффициента вариации, рассчитанные с учетом (1)–(3).

Анализ данных, приведенных в табл. 1 и 2, показывает, что коэффициенты вариации ПЗА для городских условий изменяются в пределах от 0,3 до 0,9. При этом изменчивость ПЗА больше на ЕТС, чем в Сибири.

Из результатов определения σ_m^2/q_{cp} можно получить оценки возможных коэффициентов корреляции r между метеорологическими условиями (ПЗА) и уровнем загрязнения воздуха при наличии сведений об уровне загрязнения q_{cp} , общей его изменчивости σ^2 и повторяемости метеорологических условий P_1 и P_2 , используемых для расчета ПЗА. Как известно, если имеются два ряда наблюдений (значений x и y) и только часть этих рядов

Таблица 2

P_1	P_2	V	P_1	P_2	V	P_1	P_2	V
0,10	0,05	1,66	0,40	0,20	0,73	0,70	0,40	0,54
0,30	0,05	0,37	0,40	0,25	1,18	0,75	0,40	0,45
0,30	0,10	0,57	0,55	0,15	0,36	0,80	0,35	0,33
0,35	0,10	0,47	0,60	0,30	0,55	0,90	0,40	0,26
0,40	0,10	0,40	0,60	0,40	0,98	0,90	0,45	0,28

связана между собой, то коэффициент корреляции r пропорционален той части изменчивости значений y , которая обусловлена изменениями величины x , а разность $1-r$ пропорциональна той части изменчивости, которая не связана с изменениями величины x . Общая дисперсия σ^2 изменения величины x будет складываться из величины σ_x^2 , связанной с изменениями y , и величины σ_x^2 , не связанной с изменениями y .

Аналогичным образом общая дисперсия σ^2 концентрации примеси q может быть получена как сумма дисперсии, связанной с изменениями метеорологических условий σ_m^2 , и дисперсии, связанной с изменениями выбросов вредных веществ σ_b^2 , т. е.

$$\sigma^2 = \sigma_m^2 + \sigma_b^2. \quad (4)$$

Общая дисперсия концентрации примесей σ^2 находится непосредственно из данных наблюдений. Дисперсия, связанная с изменением метеорологических условий (нормированная на q_{cp}^2), может быть определена из (1) по значениям P_1 и P_2 .

Если общую дисперсию принять равной 1, то σ_m^2/σ^2 будет соответствовать значению r^2 , т. е. по отношению дисперсий можно оценить вероятные коэффициенты корреляции между концентрацией примесей и метеорологическими условиями:

$$r = \sqrt{\sigma_m^2/\sigma^2}. \quad (5)$$

В табл. 3 приведены для некоторых городов значения σ_M^2 / q_{cp}^2 вычисленные по формуле (1) с использованием значений повторностей P_1 и P_2 , полученных по данным аэрологических наблюдений и соответствующих заданным городам. Значения σ^2 / q_{cp}^2 и V концентраций сернистого газа и двуокиси азота, получены по данным наблюдений в 1979 г. Как видно из табл. 3, коэффициенты вариации концентрации сернистого газа и двуокиси азота в рассматриваемых городах находились в пределах 0,6—2,3, т. е. соответствовали наиболее часто встречающимся

Таблица 3

Станция	$\frac{\sigma_M^2}{q_{cp}^2}$	$\frac{\sigma^2}{q_{cp}^2}$	V	r	$\frac{\sigma^2}{q_{cp}^2}$	V	r
	Сернистый газ				Двуокись азота		
Вильнюс	0,15	0,49	0,7	0,55	0,64	0,8	0,48
Гродно	0,22	1,0	1,0	0,47	0,64	0,8	0,59
Гомель	0,22	0,64	0,8	0,59	0,61	0,8	0,60
Горький	0,11	2,25	1,5	0,22	1,21	1,1	0,30
Курск	0,28	0,67	0,8	0,65	1,0	1,0	0,53
Казань	0,09	0,64	0,8	0,38	1,0	1,0	0,30
Куйбышев	0,63	1,44	1,2	0,66	5,29	2,3	0,34
Липецк	0,28	1,21	1,1	0,48	—	—	—
Магнитогорск	0,13	1,21	1,1	0,33	—	—	—
Минск	0,22	4,0	2,0	0,23	2,56	1,6	0,29
Новополоцк	0,21	1,96	1,4	0,33	3,24	1,8	0,25
Оренбург	0,50	0,84	0,9	0,77	1,44	1,2	0,59
Рязань	0,14	3,61	1,9	0,20	2,25	1,5	0,25
Чита	0,45	0,64	0,8	0,84	—	—	—

значениям, полученным ранее для других городов [1]. Значения коэффициентов корреляции r , полученные по (5), составляли 0,2—0,8.

Как показал анализ материалов, существенные различия коэффициентов корреляции зависят от характера выбросов в городе, от вида размещения источников выбросов на территории города и ряда других факторов. Так, очень высокие значения корреляции получены для городов среднего размера с равномерным размещением источников выбросов в городе и с преобладанием низких и неорганизованных выбросов (Вильнюс, Гомель, Курск, Оренбург, Чита). Наименьшие значения r соответствуют крупным городам (Горький, Казань, Куйбышев, Минск, Рязань), в кото-

ых имеется большое число как низких, так и высоких источников выбросов вредных веществ. В этих городах уровень загрязнения атмосферы формируется под воздействием различных метеорологических условий, определяющих условия рассеивания и низких выбросов. Низкие значения r получены также для городов, в которых один или несколько крупных промышленных объектов с высокими трубами расположены в одной части города (Новополоцк, Магнитогорск). Для этих городов уровень загрязнения формируется под влиянием других метеорологических параметров, определяющих условия рассеивания выбросов от отдельных высоких источников.

Интересно, что коэффициенты корреляции между ПЗА и концентрациями сернистого газа и двуокиси азота в большинстве случаев близки между собой. Только в Куйбышеве они различаются. Это хорошо видно на рис. 1, где показано соотношение

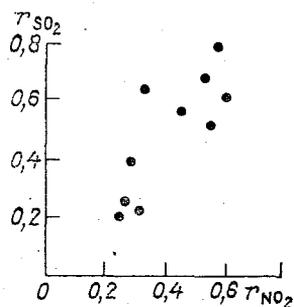


Рис. 1. Соотношение коэффициентов корреляции между ПЗА и концентрациями сернистого газа (r_{SO_2}) и двуокиси азота (r_{NO_2}).

между коэффициентами корреляции ПЗА и концентрациями сернистого газа r_{SO_2} и концентрациями двуокиси азота r_{NO_2} . Объясняется это, очевидно, тем, что источники выбросов сернистого газа и двуокиси азота в большинстве городов одни и те же, а соотношение высоких и низких источников загрязнения, режим их работы и метеорологические условия создают одинаковые изменения содержания примесей в атмосфере. Поэтому значения коэффициентов вариации концентраций могут использоваться для критического анализа достоверности данных наблюдений за загрязнением воздуха.

Использование информации о повторяемости метеорологических факторов, определяющих ПЗА, и о его изменчивости позволяет более правильно ориентироваться при выборе предикторов в процессе разработки методики прогноза повышенных уровней загрязнения воздуха. Хотя для некоторых городов получены высокие значения коэффициентов корреляции между уровнем загрязнения и ПЗА, эти метеорологические параметры не всегда следует использовать в качестве предикторов. Это связано с тем, что в зависимости от повторяемости метеорологических параметров их влияние проявляется или в формировании среднего уров-

ня загрязнения, или в создании отдельных случаев высоких уровней. Например, в Чите приземные инверсии температуры слабые ветры и застои воздуха наблюдаются большую часть года. Они и определяют условия рассеивания и, следовательно формирования среднего уровня загрязнения.

Редкие случаи повышенного уровня загрязнения связаны с возникновением других более неблагоприятных метеорологических условий, которые способствуют более интенсивному накоплению примесей.

Именно по этой причине в районах с высоким ПЗА не отмечаются высокие уровни загрязнения при слабом ветре без приземных инверсий или при приземных инверсиях и умеренном ветре, т. е. при ситуациях, имеющих большую повторяемость.

Низкие значения r для крупных городов указывают, что средний уровень загрязнения в этих городах формируется в основном под влиянием метеорологических условий, определяющих рассеивание от отдельных высоких источников выбросов вредных веществ. В то же время наибольшие концентрации могут быть связаны с общими условиями длительного застоя воздуха, что отмечается многими исследователями. Низкие значения r в городах с отдельно расположенными промышленными объектами свидетельствуют о необходимости использовать в качестве предикторов уровня загрязнения другие метеорологические параметры.

В [2] показано, что из-за различий ПЗА на территории СССР средний уровень загрязнения воздуха при равных параметрах выбросов может различаться примерно в 2 раза. Данные об изменчивости концентраций примесей позволяют оценить, на сколько будут различаться максимальные концентрации. Из табл. 3 и работы [1] следует, что коэффициенты вариации концентраций примесей в зависимости от метеорологических условий и режима выбросов изменяются от $0,5q_{\text{ср}}$ до $3q_{\text{ср}}$. Максимальные концентрации примесей по данным наблюдений обычно соответствуют 0,1 %-ной вероятности их превышения. Поэтому при одинаковых

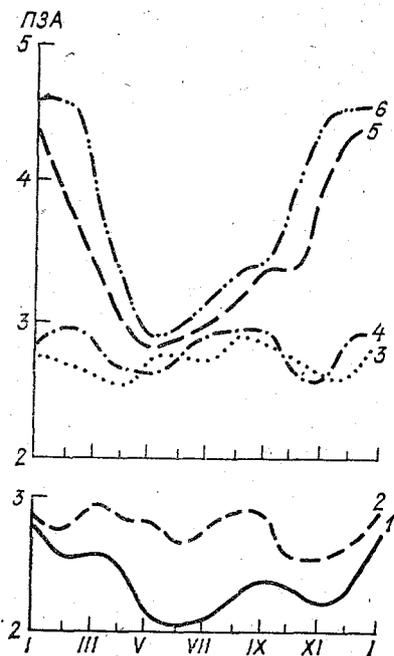


Рис. 2. Годовой ход показателя ПЗА.

1 — Архангельск, 2 — Ленинград,
3 — Волгоград, 4 — Новосибирск,
5 — Иркутск, 6 — Сусуман.

араметрах выбросов, но различном режиме выбросов и различном ПЗА максимальные значения концентраций составляют $5 \div 30) q_{\text{ср}}$, т. е. могут различаться более чем в 10 раз.

Тесная связь между уровнем загрязнения и ПЗА свидетельствует о необходимости изучения не только пространственных, но и временных изменений ПЗА. Для ряда станций по методике, изложенной в [2], были рассчитаны значения ПЗА для отдельных месяцев. Как видно из рис. 2, годовой ход ПЗА существенно отличается для различных физико-географических районов. Так, наиболее неблагоприятные метеорологические условия рассеивания примесей создаются в Ленинграде весной и осенью, в Новосибирске зимой и летом, а в Иркутске зимой. При этом в Ленинграде колебания ПЗА в годовом ходе невелики, а в Иркутске и Сусумане от лета к зиме ПЗА возрастает на 60—70%. Эти данные целесообразно учитывать при планировании профилактических работ на газоочистных аппаратах и проведении других мероприятий по защите чистоты атмосферы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Безуглая Э. Ю. Метеорологический потенциал и климатические особенности загрязнения воздуха городов. — Л.: Гидрометеоздат, 1980. — 184 с.
2. Безуглая Э. Ю., Елекоева Л. И., Разбегаева Е. А. Климатические условия рассеивания примесей на территории СССР. — Труды ГГО, 1979, вып. 436, с. 79—87.

Л. И. Елекоева, Л. Р. Сонькин

РАЗРАБОТКА СХЕМЫ ПРОГНОЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МЕТОДА РАЗЛОЖЕНИЯ ПО ЕСТЕСТВЕННЫМ ОРТОГОНАЛЬНЫМ ФУНКЦИЯМ

Выполненные ранее работы, в которых данные о загрязнении воздуха в городе исследовались с помощью метода разложения на естественные ортогональные функции (е.о.ф.), позволили определить статистический вклад основных факторов в формирование поля концентраций [2, 3, 8, 9].

Если рассматривать концентрацию примесей в воздухе в пределах города (q) как функцию пространства (x) и времени (t), то ее можно представить в виде ряда:

$$q(x, t) = \bar{q}(x) + a_1(t) \varphi_1(x) + a_2(t) \varphi_2(x) + \\ + a_3(t) \varphi_3(x) + \dots + a_k(t) \varphi_k(x), \quad (1)$$

где $\bar{q}(x)$ — среднее значение концентрации (норма); $a_1, a_2, a_3, \dots, a_k$ — коэффициенты разложения, зависящие от времени при 1, 2, 3, ..., k -том члене разложения; $\varphi_1, \varphi_2, \varphi_3, \dots, \varphi_k$ — естественные ор-

тогональные функции, зависящие только от пространства; k — соответствует количеству пунктов в городе.

Анализ показал, что сумма даже первых трех членов разложения позволяет достаточно полно оценить изменчивость концентрации. При этом вклад первого члена разложения, характеризующего одновременный рост или уменьшение загрязнения воздуха в различных частях города, в некоторых случаях достигает 70 %. Такие изменения поля концентраций могут быть обусловлены главным образом крупномасштабными атмосферными процессами и выбросами промышленных источников, определяющими средний уровень или фоновое загрязнение воздуха в городе.

Как показано в работах [2, 3], второй и третий члены разложения характеризуют составляющие поля концентрации, связанные с основными отклонениями от одновременного загрязнения воздуха в городе, и описывают процессы, при которых увеличение загрязнения в одной части города влечет за собой уменьшение его в другой и наоборот. Эти члены разложения, вероятно, характеризуют влияние на поле концентраций примесей городского «кострова тепла» и направленного переноса примеси. Они вносят примерно одинаковый вклад в загрязнение воздуха в городе (10—25 %).

Коэффициенты при членах разложения по е.о.ф. $a_i(t)$, зависящие от времени, являются обобщенными характеристиками составляющих поля загрязнения воздуха в городе. Эти коэффициенты могут рассматриваться как предиктанты в схемах прогноза загрязнения атмосферы. Очевидно, что наибольший интерес представляет первый коэффициент a_1 , содержащий основную информацию об изменчивости концентраций и характеризующий городское фоновое загрязнение воздуха. Коэффициент a_1 по физическому смыслу близок к параметру P , который ранее использовался при разработке схем прогноза загрязнения воздуха [5]. Параметр P является частотной характеристикой и представляет собой повторяемость существенно повышенных концентраций в городе от общего числа измерений в течение дня. Параметр P и коэффициент a_1 тесно коррелируют между собой ($r=0,85$) [3, 4]. Результаты испытаний разработанных схем и их оперативного использования оказались достаточно удовлетворительными [4]. Однако в работах [4, 6] анализировался и прогнозировался параметр P , который главным образом характеризует первую составляющую загрязнения атмосферы в городе. В то же время немаловажным является прогноз других существенных составляющих загрязнения атмосферы и на этом основании прогноз суммарного поля концентраций в городе. Эта задача может быть решена при разработке схем прогноза коэффициентов разложения нескольких первых членов. Такая задача и ставится авторами данной работы.

В настоящей статье в качестве первого этапа приводятся результаты разработки схемы прогноза коэффициента a_1 при пер-

зом члене разложения. Схема разрабатывалась по методу последовательной графической регрессии [6]. При этом использовались материалы наблюдений за концентрациями SO_2 в воздухе Омска в течение 8 лет (1969—1971 и 1974—1979 гг.) за зимний период. Разработки проводились отдельно для первой (7, 10, 13 ч) и второй (15, 18, 21 ч) половины дня. Для установления относительно высокого и низкого загрязнения воздуха в городе по величине a_1 рассмотрено статистическое распределение этой величины (рис. 1).

Как видно из рис. 1, в большинстве случаев повторяемость значений a_1 колеблется в пределах $\pm 2,0$. Максимальное положительное значение a_1 составило 10,1, а отрицательное — 2,6. За

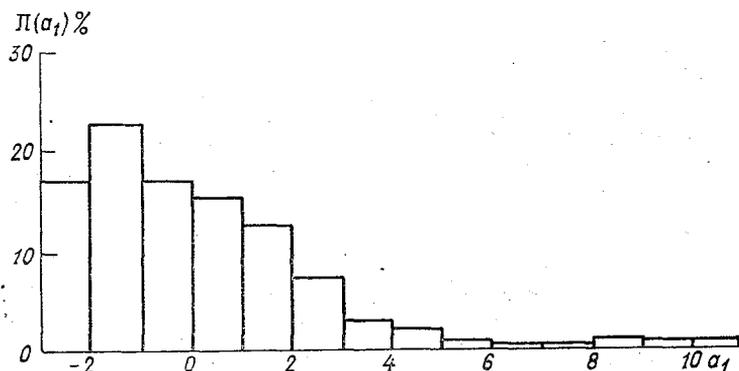


Рис. 1. Распределение значений коэффициента a_1 в Омске.

весь рассматриваемый период большие положительные значения a_1 (5—10) отмечены лишь в 2 % случаев. Это означает, что в Омске случаи очень высокого загрязнения воздуха отмечаются довольно редко (примерно 20 за 8 лет).

Разработка схемы начинается с анализа связей между предиктантом (в нашем случае — a_1) и отдельными метеозементами и с выбора на этом основании предикторов. Такой анализ по материалам Омска выполнен ранее. Были рассмотрены повторяемости повышенных значений a_1 ($a_1 \geq 0$) в зависимости от температуры воздуха (T_0), скоростей ветра у земли (v_0) и на высоте 500 м (v_{500}), разности температур (ΔT) в слое 0—500 м, а также от величины a_1 в предшествующий день (a'_1). В результате получено, что наибольшая повторяемость высоких значений a_1 отмечена в интервале температур от -10 до -20°C . При экстремально низких и высоких температурах воздуха фоновое загрязнение воздуха относительно понижено. Увеличение повторяемости повышенных величин a_1 наблюдалось при скорости ветра

у земли 5—6 м/с и при неустойчивой стратификации ($\Delta T > 0$) в слое 500 м.

Указанные зависимости соответствуют зависимостям, полученным ранее для других городов, и результатам теоретических исследований [1]. Довольно четко прослеживается прямая зависимость коэффициента a_1 от его значения в предшествующий день (a'_1).

На основании выполненного анализа связей между рассматриваемой характеристикой загрязнения воздуха и метеорологическими параметрами были выбраны предикторы с целью их использования в прогностической схеме. Для разработки схемы по материалам зимнего сезона взяты две пары предикторов: v_0 и ΔT , T_0 и a'_1 .

Прогнозируемая величина a_1 как функция указанных предикторов может быть записана следующим образом:

$$a_1 = F[f(v_0, \Delta T), f(T_0, a'_1)]. \quad (2)$$

На предварительных графиках (рис. 2 а, б) проведены изолинии повторяемостей Π значений $a_1 \geq 2$. Выявленный при этом характер зависимости между коэффициентом a_1 и метеоэлементами соответствует имеющимся представлениям о загрязнении воздуха в городе. Так, область повышенного загрязнения воздуха сернистым газом отмечается при скорости ветра v_0 , равной 4—6 м/с в сочетании с неустойчивым состоянием атмосферы ($\Delta T > 0$), а также при v_0 , равной 0—1 м/с в сочетании с инверсионными условиями ($\Delta T < 0$).

На рис. 2 б четко видна связь между Π и величиной a'_1 . Связь между Π и температурой воздуха соответствует установленным зависимостям.

Для построения окончательного графика (рис. 2 в), выражающего зависимость коэффициента a_1 от всех рассматриваемых предикторов, на основе известных приемов [6] проведено объединение двух предварительных графиков (рис. 2 а и б). Прогностическое значение a_1 определяется по известным прогностическим значениям повторяемостей $\Pi(T_0, a'_1)$ и $\Pi(\Delta T, v_0)$ (рис. 2 в).

Испытание этой схемы проведено на зависимом материале. Рассмотрим оправдываемость прогнозов высокого фонового загрязнения воздуха, представляющего наибольший практический интерес. Будем считать высоким загрязнением случаи с $a_1 \geq 2$. Пусть оправдавшимся считается случай с $a_1 \geq 1$ (повторяемость этой градации составляет 28 %). Оправдываемость таких прогнозов для первой половины дня составила 96 % (23 из 24), а для второй половины дня — 63 % (17 из 27). Уменьшение оправдываемости во второй половине дня, видимо, связано с ослаблением влияния инерционного фактора. Следует, однако, заметить, что и такая оправдываемость существенно выше повторяемости градации $a_1 \geq 1$.

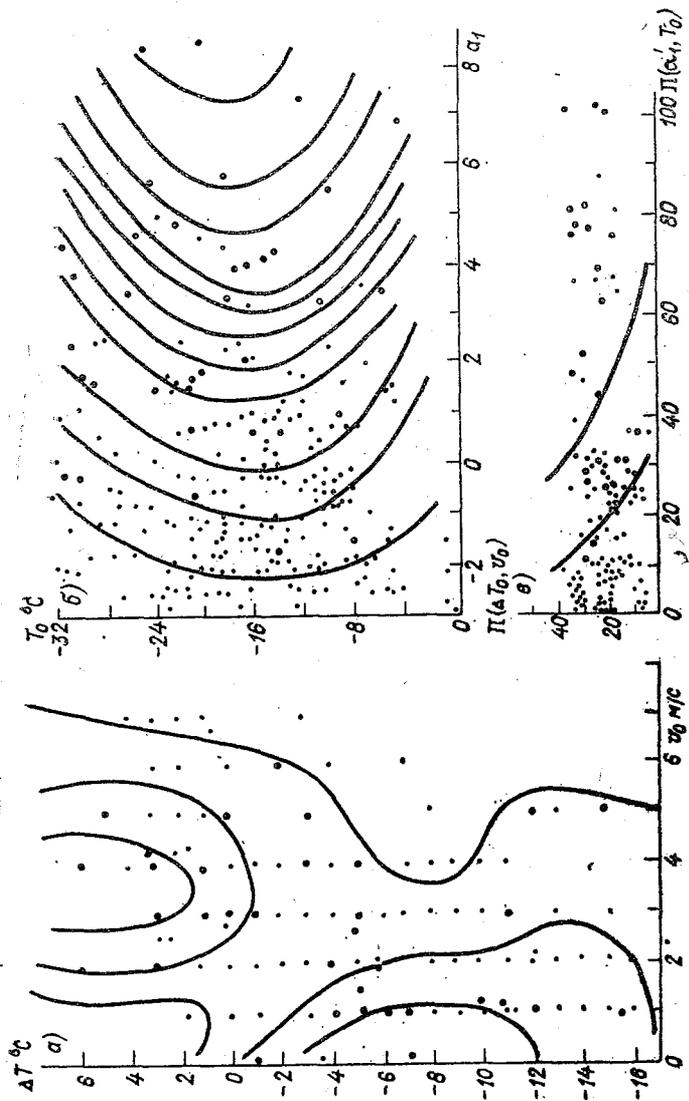


Рис. 2. Графики для предсказания коэффициента a_1 зимой в Омске.
 а) $\Pi(\Delta T, v_0, a_1)$, б) $\Pi(T_0, a_1)$, в) $\Pi(\Delta T, v_0, \Pi(T_0, a_1))$.
 $a_1 \geq 2$ (полу жирные точки), $a_1 < 2$ (точки).

В дальнейшем предполагается разработать схемы прогнозов при втором и третьем членах на е.о.ф. (a_2 и a_3) и проверить эти схемы на независимом материале.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлянд М. Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеониздат, 1975, с. 255—400.
2. Вавилова Н. Г., Генихович Е. Л., Сонькин Л. Р. Статистический анализ данных о загрязнении воздуха с помощью естественных функций. — Труды ГГО, 1969, вып. 238, с. 27—32.
3. Елекоева Л. И., Чувашиина И. Е. Анализ поля концентраций сернистого газа методом разложения по естественным ортогональным функциям. — Труды ГГО, 1978, вып. 436, с. 72—78.
4. Методические указания по прогнозу загрязнения воздуха в городах/Под ред. М. Е. Берлянда. — Л.: Гидрометеониздат, 1979. — 78 с.
5. Сонькин Л. Р., Денисова Т. П. Метеорологические условия формирования периодов интенсивного загрязнения воздуха в городах. — Труды ГГО, 1969, вып. 238, с. 33—41.
6. Сонькин Л. Р. Вопросы прогнозирования фонового загрязнения воздуха в городах. — Труды ГГО, 1974, вып. 314, с. 42—51.
7. Hesek F. The physical and statistical analysis one Year's observations of SO₂ in Bratislava. — Contr. Inst. Meteorol. and Climatol. Slovak Academy of Sciences, 1974, N 1, p. 111—126.
8. Kasprzycki A. Local statistical model of the air pollution forecasting. — Jdójaras, 1973, vol. 77, N 5.

И. А. Яковский, В. С. Елисеев

К ВОПРОСУ ВНЕДРЕНИЯ МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА И ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ СЛУЖБЫ КОНТРОЛЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

В настоящее время в нашей стране имеется более 300 городов, в которых проводятся регулярные наблюдения за состоянием загрязнения атмосферного воздуха. В ближайшие годы будут организованы такие наблюдения еще в ряде крупных городов.

Среди узловых проблем развития службы контроля загрязнения атмосферы (СКЗА) на современном этапе первоочередной задачей является повышение качества и эффективности работы сетевых подразделений. На основе анализа деятельности существующей сети контроля загрязнения атмосферы и учета предъявляемых к ней требований, группой сотрудников ГГО под руководством проф. М. Е. Берлянда была разработана методика оценки качества и эффективности работы СКЗА.

Служба контроля загрязнения атмосферы должна обеспечивать получение наиболее полных сведений о фактическом содержании вредных веществ в ее среде и степени влияния метеорологических факторов на изменение уровня загрязнения. Поэтому одним из важных направлений работы по решению комплексной

задачи повышения качества стало расширение информации, совершенствование методов и средств наблюдений и измерений.

Для оценки качества и эффективности работы сети контроля загрязнения атмосферы использован метод экспертных оценок. Эксперт, руководствуясь разработанной заранее системой численных оценок отдельных видов работ, выполняемых на сети ЖЗА, дает общую оценку качества работы. При этом учитываются неравнозначность и неравноценность видов работ с точки зрения своего вклада в эффективность производимых работ в целом. В связи с этим решалась задача определения значимости отдельных видов работ и качественной оценки каждого из них через удельные коэффициенты работ в общем комплексе работ ЖЗА.

Коэффициент удельного веса вида работ вычислялся по формуле

$$q_{уд} = \frac{\sum_{i=1}^{i=m_j} M_{ij}}{\sum_{i=1}^{j=n} \sum_{i=1}^{i=m_j} M_{ij}}, \quad (1)$$

где $q_{уд}$ — коэффициент удельного веса j -го вида работы, характеризующий долю суммы баллов, полученных j -м видом работы; M_{ij} — оценка (в баллах) i -м экспертом j -го вида работы.

Обработка полученной информации позволила представить значимость работ в следующем порядке:

- достоверность и качество данных наблюдений;
- организация сети наблюдений и контроля загрязнения атмосферы;
- выполнение программы работ, перечень измеряемых примесей;
- своевременность представления информации;
- сбор и обобщение данных о выбросах вредных веществ промышленными предприятиями;
- внедрение новых технических средств;
- сбор, обработка и перфорация данных наблюдений;
- организация работ по прогнозированию и регулированию выбросов;
- научно-методическое руководство сетью;
- общая организация работ.

При определении видов работ и степени их важности специалистами УГКС и НИИ учитывались многие факторы, характеризующие вклад каждого вида в оценку качества и эффективности всей деятельности службы контроля загрязнения атмосферы. В общем итоге большинство специалистов пришли к выводу, что одним из важнейших условий повышения качества исходного материала является достоверность данных наблюдений и измерений. Они в значительной мере зависят от правильности приготовления реактивов, отбора и анализа проб воздуха, а также

от точности определения метеорологических параметров, оказывающих влияние на изменение концентрации примесей в атмосфере.

Большие возможности для улучшения качества данных наблюдений даст совершенствование организации сети наблюдений и контроля загрязнения атмосферы. Задача состоит в том, чтобы полнее учитывать требования, предъявляемые к выбору мест для размещения постов наблюдения, оснащению их полноценным оборудованием и приборами, созданию химических лабораторий и укомплектованию грамотными специалистами. При этом имеется в виду, что эффективность и качество работы тесно связаны с перечнем измеряемых примесей, выполнением программы наблюдений, определением продолжительности и частоты наблюдений.

В стремлении улучшения эффективности и качества работы большое значение имеет своевременность представления информации о состоянии загрязнения атмосферы заинтересованным организациям. Опыт показывает, что своевременно представленная информация существенно повышает эффективность мероприятий по оздоровлению воздушной среды и снижению отрицательного воздействия загрязняющих веществ на различные объекты природы.

Важными условиями успеха в борьбе за повышение качества и эффективности работы сетевых подразделений службы являются полнота сбора и правильность обобщения данных о выбросах вредных веществ в атмосферу промышленными предприятиями и автотранспортом.

Неотъемлемым фактором повышения качества получаемой информации о состоянии загрязнения атмосферы является эффективное использование технических средств, имеющихся на вооружении СКЗА. Это диктуется наличием уже большого количества новых приборов и установок, правильное использование которых может обеспечить получение более полной и достоверной информации.

Для решения задачи повышения качества информации имеют существенное значение внедрение методов прогнозирования метеорологических условий высокого уровня загрязнения атмосферы и регулирование вредных выбросов в атмосферу при неблагоприятных метеоусловиях. Повышение эффективности и качества работы тесно связано с научно-методическим руководством сетью, совершенствованием специального уровня работников СКЗА. В повышении качества любой работы, а в рассматриваемой области в особенности исключительное значение имеет общая организация работы, включающая идейно-политическое, трудовое и нравственное воспитание, социалистическое соревнование.

На основе рассчитанных значений коэффициентов удельного веса определенных видов работ ($q_{уд}$) и оценки подвидов работ по пятибалльной системе (r) количественная оценка эффективно-

ти и качества работы сети контроля загрязнения атмосферы производится по формуле

$$R = \frac{\sum r q_{уд}}{n^*}, \quad (2)$$

где R — оценка работы СКЗА в данном городе с учетом значимости видов работ, n^* — количество оцениваемых подвидов работ.

Если по объективным причинам какой-либо из видов (подвидов) работы не выполняется, то в этом случае коэффициенты удельного веса ($q'_{уд}$) определяются по формуле, предложенной сотрудником Иркутского УГКС В. И. Гонтарем,

$$q'_{уд} = q_{iуд} \frac{1}{\sum_{i=1}^n q_{iуд}}, \quad (3)$$

где $q'_{уд}$ — коэффициент удельного веса при условии $n < 10$, или берутся из приведенной здесь таблицы.

Внедрение методики в практику работы было начато в начале 1979 г. с ее проекта (первый вариант), разработанного сотрудниками УКЗ и ГГО при участии специалистов республиканских и территориальных УГКС и региональных НИИ. Этот вариант методики в опытном порядке был применен всеми УГКС для оценки работы сетевых лабораторий и постов контроля загрязнения атмосферы. Была оценена деятельность подразделений СКЗА в 256 городах страны, в ведении которых находится свыше 1000 стационарных постов. При этом около 90 % подразделений регулярно выполняют все 10 видов работ, предусмотренных методикой. Деятельность этих подразделений оценивалась по формуле (2) или по первой строке таблицы. Работа остальных 10 % подразделений оценивалась по той же формуле, но с учетом других коэффициентов удельного веса, приведенных в таблице.

Анализ данных оценок, представленных в ГГО по 256 городам страны за 1979 г., показал достаточно хорошую согласованность применения методики с учетом удельных коэффициентов значимости различных видов работы и с учетом исключения из оценки отдельных ее видов, которые не выполняются на сети некоторых городов по объективным причинам. Этот анализ позволил уточнить ряд показателей и составить в окончательном виде рабочую методику для оценки качества и эффективности работы СКЗА. Она была направлена в УГКС и НИИ для применения при оценке деятельности сети за шесть первых месяцев 1980 г.

При рассмотрении представленных материалов оценки установлено, что в основном уточненная методика успешно применяется при подведении итогов работы сети за первое полугодие 1980 г. Она позволила с большей объективностью оценить качество и эффективность работы сетевых подразделений СКЗА.

Коэффициенты удельного веса $\eta_{уд}$ при отсутствии определенных видов работ сети контроля загрязнения атмосферы

Отсутствующие виды работ	Виды работ									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Выполняются все работы	0,156	0,153	0,137	0,110	0,084	0,080	0,077	0,071	0,070	0,066
5	0,170	0,167	0,150	0,120	—	0,087	0,084	0,077	0,076	0,068
6	0,168	0,165	0,148	0,119	0,091	—	0,083	0,076	0,075	0,066
7	0,169	0,166	0,148	0,119	0,091	0,086	—	0,077	0,076	0,067
9	0,168	0,164	0,147	0,118	0,090	0,086	0,083	0,076	—	0,066
5, 6	0,187	0,183	0,164	0,132	—	—	0,092	0,085	0,084	0,074
5, 6, 7	0,206	0,202	0,181	0,145	—	—	—	0,094	0,092	0,082
5, 6, 9	0,204	0,199	0,179	0,144	—	—	0,100	0,093	—	0,091
5, 6, 7, 9	0,226	0,222	0,199	0,160	—	—	—	0,103	—	0,090
5, 7	0,186	0,182	0,163	0,131	—	0,095	—	0,085	0,084	0,074
5, 7, 9	0,203	0,199	0,178	0,143	—	0,104	—	0,092	—	0,081
5, 9	0,184	0,181	0,162	0,130	—	0,095	0,091	0,083	—	0,073
6, 7	0,185	0,181	0,162	0,130	0,101	—	—	0,084	0,083	0,074
6, 9	0,183	0,179	0,160	0,121	0,100	—	0,091	0,083	—	0,082
6, 7, 9	0,202	0,198	0,177	0,142	0,109	—	—	0,092	—	0,080
7, 9	0,183	0,179	0,160	0,129	0,098	0,094	—	0,083	—	0,073

Согласно этой методике, средний балл по всем УГКС и НИИ составил 4,3. Настоящая методика применена также для оценки работы СКЗА в ходе методических инспекций, проводимых ГГО в УГКС.

Предложенная система показателей для оценки качества и эффективности работы сети несложна и может успешно применяться специалистами, занимающимися изучением загрязнения атмосферного воздуха. Вместе с тем, следует отметить, что данная система не охватывает ряд новых видов работ, возложенных на СКЗ. К ним относятся:

— контроль за нормированием выбросов в атмосферу, разработка планов по охране воздушного бассейна и согласование планов экономического и социального развития в части охраны воздушного бассейна;

— экспертиза (согласование) схем размещения объектов производственного назначения и проектов производственного назначения, а также проектов строительства и реконструкции таких объектов в части соблюдения требований по предотвращению загрязнения атмосферы.

Эти и другие вопросы могут быть учтены в дальнейшем при совершенствовании настоящей методики с учетом новых задач, связанных с развитием СКЗА.

Главным итогом опытного внедрения методики в практику работы мы считаем переход к принципиально новой и более эффективной форме оценки работы сетевых подразделений СКЗА.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Руководство по контролю загрязнения атмосферы/Под ред. М. Е. Берлянда, Г. И. Сидоренко. — Л.: Гидрометеонадат, 1979. — 448 с.
2. ГОСТ 17.2.3.01—77. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов. — М.: Изд-во стандартов, 1978. — 4 с.

Н. Ш. Вольберг, З. Г. Тульчинская

СТАНДАРТНЫЙ ОБРАЗЕЦ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДВУОКСИ СЕРЫ ПАРАРОЗАНИЛИНОВЫМ МЕТОДОМ

В настоящее время для измерения концентрации двуокиси серы в атмосфере на общегосударственной сети Госкомгидромета используется турбидиметрический метод. Вместе с тем имеется существенно более точный и чувствительный фотометрический метод, основанный на поглощении двуокиси серы тетрахлормеркуратом натрия (ТХМ) и реакции с парарозанилином и формальдегидом (ТХМ-метод) [1, 2, 3]. Чувствительность последнего примерно в 50 раз выше, а погрешность определения в несколько раз ниже, чем у турбидиметрического. Кроме того, в отличие от

этого метода, ему не мешает наличие сульфатов и пыли в воздухе. Вместе с тем одним из основных факторов, препятствующих быстрому внедрению и широкому использованию ТХМ-метода является сравнительная сложность построения калибровочного графика. Это обусловлено необходимостью предварительной стандартизации используемого для этой цели раствора сульфита, возникающей из-за быстрого окисления солей сернистой кислоты. Поэтому, в отличие от турбидиметрического метода, в данном случае нельзя готовить стандартный раствор, исходя из точной навески соли, а требуется титрометрическое установление истинной концентрации сульфит-иона в растворе. Для проведения этой операции необходимо готовить дополнительно шесть растворов, тогда как для самого анализа требуется всего два раствора реактивов.

Поскольку калибровочные графики необходимо довольно часто проверять, так как их ход зависит от партии используемого реактива, необходимость стандартизации весьма затрудняет использование этого метода как сетевого. Еще более важным является другой, метрологический аспект этой проблемы. Неустойчивость стандарта не позволяет проводить централизованный контроль правильности построения калибровочных графиков, что нарушает один из основных принципов работы общегосударственной сети Госкомгидромета — обеспечение единства измерений по всей стране.

В связи с изложенным, очень остро стоит вопрос об изыскании способа получения достаточно стабильного стандартного образца, содержащего сульфит-ион.

До настоящего времени проблеме метрологического обеспечения парарозанилинового метода определения двуокиси серы уделялось у нас и за рубежом недостаточное внимание. Можно указать лишь на две работы, в которых она находит частичное решение. Первая из них сделана в Американском национальном бюро стандартов Бромбергом с соавторами [4]. В ней для проверки предлагается использовать твердые порошкообразные смеси сульфита натрия и маннита. Устойчивость таких стандартов очень велика — скорость окисления составляет всего сотые доли (0,02—0,06) процента в сутки. Для сравнения можно указать, что скорость окисления даже стабилизированного ТХМ раствора сульфит-иона составляет более 0,5 % в сутки. Препарат готовится путем ручного растирания в ступке сульфита натрия и маннита в соотношениях 1:5000—1:20 000. Полученный продукт растворяют в растворе ТХМ и далее анализируют как пробу.

Этот способ был усовершенствован сотрудником Метеорологической службы ГДР Херрманном [6]. Вместо маннита в качестве наполнителя он рекомендовал применять лактозу как легче растирающийся и более удобно высушиваемый продукт. К тому же лактоза обеспечивает еще большую устойчивость препаратов. Скорость окисления составляет всего 0,012 % в сутки. Однако

лактоза в отличие от маннита дает некоторое увеличение оптической плотности нулевой пробы, что должно специально учитываться при анализе.

В 1978—1979 гг. специалисты ГДР совместно с представителями некоторых стран СЭВ организовали международное сравнение точности анализов, проводимых более чем в 100 лабораториях. Для этого в лаборатории были разосланы порошкообразные образцы (стандарты). В результате было указано на необходимость и важность проведения в дальнейшем подобного контроля.

Представляется целесообразным использовать порошкообразные стандартные образцы сульфита не только для проверки точности калибровки, но и в качестве основы для проведения самой калибровки. Это позволит существенно упростить данную операцию и повысить ее точность.

Однако подробное рассмотрение данного вопроса указывает на затруднительность реализации такого подхода в масштабе государственной сети. Основным препятствием является очень большая трудоемкость ручного растирания в ступке порошкообразных стандартов. В связи с тем, что для приготовления исходного стандартного раствора требуется 1 г образца, для обеспечения всей страны потребуются несколько килограммов стандартного образца в год. Учитывая необходимость исключительно тщательного растирания вручную и стандартизации каждой небольшой партии полученного продукта, становится очевидно, что было бы необходимо создание специальной службы. Это хотя и оправдано, но трудно осуществимо.

В работе [6] указано, что в результате 30-минутного растирания в ступке однородность полученного продукта такова, что коэффициент вариации составляет 0,56 % при пяти пробах массой 1 г. Нами была сделана попытка воспроизвести стандартные образцы путем растирания сульфита с маннитом. Однако даже при очень тщательной работе коэффициент вариации при проверке однородности был во всех случаях существенно выше. Использование механических средств смешивания, предложенное в работе [6], не позволяет получить стандартный образец необходимой однородности. Поэтому вопрос разработки способа изготовления стандартного образца, содержащего сульфит-ион, пригодного для метрологического обеспечения и облегчения проведения измерений двуокиси серы ТХМ-методом в атмосфере в масштабах всей страны, продолжает оставаться весьма актуальным.

Не менее ответственным этапом, чем приготовление достаточно стабильного стандартного образца сульфита, является правильное проведение операции стандартизации. В соответствии с рекомендациями, содержащимися в известных вариантах ТХМ-метода, стандартизация проводится путем обратного титрования сульфит-иона в водном растворе иодом и тиосульфатом [3]. Важность этого этапа работы определяется тем, что уже в момент растворения образца в воде происходит частичное окисление

сульфит-иона кислородом, растворенным в жидкости. Количество растворенного в воде кислорода зависит от многих факторов и не поддается учету. Более того, получаемые результаты зависят даже от продолжительности операции титрования. Поэтому по результатам титрования водного раствора нельзя судить о точном содержании малых количеств сульфита в твердом образце.

Целью настоящего исследования является разработка способа изготовления стандартного образца, содержащего сульфит-ион, пригодного для метрологического обеспечения измерения двуокиси серы ТХМ-методом в масштабах всей страны, и разработка способа стандартизации этого образца, обеспечивающего адекватность результатов титрования содержанию сульфит-иона в твердом веществе.

Для использования в целях метрологического контроля и для построения калибровочного графика наиболее удобны твердые образцы, в которых массовая доля сульфит-иона составляет 0,1 %.

Из ряда рассмотренных нами возможных способов приготовления подобных образцов (в том числе совместное осаждение малорастворимых солей двумя осадителями, пропитка порошка носителя стандартным раствором, высушивание аэрозоля концентрированного раствора нейтральной соли и сульфита) наиболее приемлемым является соосаждение сульфита и носителя, находящихся в одном растворе, путем замены растворителя. При таком способе можно ожидать очень высокой однородности получаемого продукта. Наиболее подходящим носителем представлялся сульфат калия. Это соединение хорошо растворимо в воде, вместе с тем, негигроскопично, что гарантирует возможность достаточно точного взятия навески. Кроме того, параметры кристаллических решеток сульфита и сульфата калия достаточно близки, что способствует внедрению сульфит-иона в кристаллическую решетку при соосаждении.

Стандартные образцы для экспериментов готовили следующим образом. Вначале готовили раствор сульфита натрия и сульфата калия в минимальном количестве воды. Затем этот раствор выливали при интенсивном помешивании в сосуд, содержащий 20-кратный по отношению к вливаемому раствору объем 96 %-ного спирта. Сульфат калия вместе с сульфитом выпадали в осадок.

Было найдено, что при указанных соотношениях растворов осаждается почти весь сульфат калия и около 4 % от введенного в раствор количества сульфита. Полученный осадок немедленно отфильтровывали через фильтр «синяя лента» на воронке Бюхнера, промывали 2—3 небольшими порциями 96 %-ного спирта, тщательно отсасывали его избыток и высушивали тонким (2—3 мм) слоем на фильтровальной бумаге в сушильном шкафу при температуре 30 °С в течение суток. Для определения важнейшей характеристики стандартного образца — его однородности — навески различных партий полученного порошкообразного продук-

та (по пять образцов от каждой партии), отличающиеся содержанием сульфит-иона, растворяли в растворе тетрахлормеркурата и анализировали фотометрическим ТХМ-методом (табл. 1).

Из представленных результатов измерений видно, что среднее квадратическое отклонение в данном случае имеет примерно то же значение, что и полученное при ручном приготовлении (при навеске 1 г) [6], хотя навески в нашем случае были в 10 и даже в 100 раз меньше. Полученный для таких небольших навесок разброс данных мало отличается от разброса данных, полученных при параллельных фотометрических измерениях концентраций одного раствора. Это позволяет утверждать, что в действительности для самых малых навесок разброс еще меньше.

Таблица 1

Результаты проверки однородности приготовленных стандартов

Отношение сульфит:сульфат в смеси	Навеска, г	Среднее квадратическое отклонение ($n = 5$), %
1:9000	0,1	0,9
1:5000	0,1	0,5
1: 100	0,01	0,5
1: 100	0,01	0,5

Другим не менее важным свойством, чем однородность, является устойчивость приготовленных стандартов. Устойчивость стандарта также оценивалась фотометрическим способом путем взятия навесок одного и того же образца через достаточно большие промежутки времени. Одновременно испытывалось несколько вариантов условий хранения образцов: на воздухе в открытом сосуде и в запаянных ампулах, заполненных воздухом и азотом особой чистоты, а также вакуумированных. Полученные данные представлены в табл. 2. Результаты измерений свидетельствуют о достаточной устойчивости всех образцов. Скорость окисления за весь период наблюдения (610 суток) составляет примерно 0,02 % в сутки, причем в первое время она значительно больше, а затем, после примерно двухмесячной выдержки, существенно снижается. Как и следовало ожидать, в атмосфере инертного газа — азота особой чистоты — скорость окисления наименьшая и составляет тысячные доли процента.

Следует заметить, что параллельно проведенная проверка сохраняемости безводного сульфита натрия и пиросульфита натрия показала близкие к стандартным образцам скорости окисления — около 0,02 % в сутки.

Однако использование исходных солей в качестве стандартных образцов неудобно, поскольку требует проведения промежуточных разбавлений. Кроме того, при этом расходуются большие объемы ядовитого раствора ТХМ.

Таким образом, полученные результаты позволяют предложить следующий способ приготовления стандартного образца для построения калибровочного графика. Раствор, содержащий 25,0 г сульфата калия и 1,25 г безводного сульфита натрия в 300 мл дистиллированной воды, вливают при интенсивном помешивании в бутылку, содержащую 6 л 96 %-ного спирта, отфильтровывают осадок под вакуумом, промывают 2—3 порциями 96 %-ного спирта и высушивают в сушильном шкафу при температуре 30 °С в течение суток.

Таблица 2

Скорость окисления стандартных образцов в периоды между измерениями (% в сутки)

Условия хранения	Продолжительность периода, сутки				
	1—57	57—185	185—267	237—610	1—610
На воздухе	0,17	0,02	0,030	0,012	0,012
В ампулах с воздухом	0,35	0,07	0,049	0,006	0,015
В вакуумированных ампулах	0,26	0,03	0,050	0,019	0,022
В ампулах с азотом	0,18	0	0,001	0,004	0,018

Полученный образец выдерживают в течение двух месяцев в пустом эксикаторе и определяют содержание сульфита. Выход продукта >24 г. При хранении на воздухе образец может быть использован в течение двух месяцев после стандартизации. При этом потери сульфита за счет окисления не превысят 1 %. Хранение в запаянной ампуле в среде инертного газа (азота ОСЧ) позволяет увеличить допустимый срок хранения до одного года.

Следующим этапом исследования явилась разработка способа стандартизации твердого стандартного образца. Как указывалось выше, применяемый в настоящее время способ, включающий растворение образца в воде, обратное титрование иодом и тиосульфатом полученного раствора, не обеспечивает точного измерения содержания сульфита из-за его окисления при растворении. Получаемые результаты всегда несколько занижены на некоторую величину, зависящую от многих факторов.

Из изложенного очевидно, что точные результаты могут быть получены лишь в случае, если сульфит-ион будет предохраняться от окисления уже в процессе растворения. С этой целью нами был испытан способ растворения не в воде, а в растворе ТХМ, к которому затем добавлялся иод и тиосульфат. Этот очень есте-

ственный прием, по-видимому, не применялся до настоящего времени по той причине, что, как было показано авторами ТХМ-метода, соединение сульфита с ТХМ устойчиво к действию даже таких веществ, как перманганат, который имеет существенно более высокий окислительный потенциал, чем иод [5]. Однако при этом, вероятно, не принималось во внимание, что в присутствии двухвалентной ртути окислительный потенциал иода существенно возрастает, а с другой стороны, иодид-ион разрушает сульфитно-ртутный комплекс. Для проверки изложенных предполо-

Таблица 3

Количество SO_2 , рассчитанное и найденное титрованием

Навеска	Расчет в навеске 0,1 г	Титрование					
		в воде				в ТХМ	
		двухдневной		свежеперегнанной			
		мг	мг	%	мг	%	мг
Na_2SO_3	50,7	28,83	56,9	—	—	48,53	95,7
Na_2SO_3	50,7	—	—	41,09	81,0	49,55	97,7
$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$	66,4	—	—	49,5	74,5	62,6	94,3

жений точную навеску (0,1 г) сульфита натрия и метабисульфита натрия с теоретически рассчитанным содержанием SO_2 растворяли в воде и ТХМ и при помощи иодометрического титрования определяли содержание SO_2 . Кроме того, в опытах была проведена проверка влияния качества дистиллированной воды на потери двуокиси серы. Для этого навеску сульфита натрия растворяли в дистиллированной воде двухдневной давности и для сравнения в свежеперегнанной. Результаты сравнений представлены в табл. 3.

Таблица 4

Концентрации, полученные титрометрическим определением при параллельном титровании в водном растворе (c_1) и растворе ТХМ (c_2)

Стандартный образец	c_1 мкг/мл	c_2 мкг/мл	$\frac{c_2 - c_1}{c_2} 100\%$
Na_2SO_3	705,6	931,2	24,2
Na_2SO_3	582,4	964,8	39,6
Na_2SO_3	811,2	992,0	18,2
$\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_5 + \text{K}_2\text{SO}_3$	112,0	171,2	34,6
$\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_5 + \text{K}_2\text{SO}_3$	60,1	67,2	10,6

Представленные результаты наглядно подтверждают существенное влияние качества воды при водном титровании и несомненное преимущество предложенного способа титрования.

В табл. 4 аналогичные исследования были проведены как для образцов сульфита, так и для стандартных образцов. Как видно из представленных результатов, занижение значений при растворении в воде составляет 10—40 %.

Таким образом, в результате проведенного исследования разработан способ изготовления стандартного образца, содержащего сульфит-ион и пригодного для метрологического обеспечения измерения двуокиси серы ТХМ-методом в масштабе всей страны, и способ стандартизации этого образца. Использование стандартного образца позволяет внедрить на сети Госкомгидромета существенно более чувствительный метод определения важнейшего загрязнителя атмосферы — двуокиси серы, снизить затраты труда на калибровку, повысить точность измерений и обеспечить единство измерений по всей стране.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вольберг Н. Ш., Тульчинская З. Г. Определение двуокиси серы парарозанилин-формальдегидным методом с отбором проб сорбционными трубками. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 163—168.
2. Вольберг Н. Ш., Тульчинская З. Г. Определение сернистого газа в полевых условиях с использованием сорбционных трубок. — Труды ГГО, 1977, вып. 387, с. 134—137.
3. Руководство по контролю загрязнения атмосферы/Под ред. М. Е. Берлянда и Г. И. Сидоренко. — Л.: Гидрометеиздат, 1979. — 448 с.
4. Bromberg S. M., Akland G. G., Puzak J. C. Survey of laboratory performance analysis of simulated ambient SO₂ bubbler samples. — J. Air Pollut. Control Assoc., 1974, 24, N 11, p. 1073—1076.
5. Gaeke G. C., West P. W. Method for the determination of sulfur dioxide. — Anal. Chem., 1956, 28, p. 1816—1819.
6. Geräte und Methoden zur Casimmissions- und emissionsmessung. Dublovník, 27—30 okt. 1977. — Schutz der Atmosphäre 1977, N 4.

*Т. С. Виноградова, Н. Ш. Вольберг, С. В. Грищенко,
Т. П. Струкова, В. С. Титов*

ПОВЫШЕНИЕ СЕЛЕКТИВНОСТИ АНАЛИЗАТОРОВ ОКИСИ УГЛЕРОДА ТИПА СВ

Для измерения концентрации окиси углерода в атмосфере широко используются газоанализаторы СВ и ТГ-5, принцип действия которых заключается в том, что при нагревании платиновых спиралей этих приборов происходит окисление СО с образованием двуокиси углерода (СО₂), по количеству которой и оценивается содержание СО.

Поскольку в атмосфере всегда присутствуют такие примеси, как двуокись углерода, метан и другие углеводороды, способные при условиях окисления СО образовывать CO_2 , то в названных газоанализаторах предусмотрены системы очистки анализируемой пробы от примесей, влияющих на результаты измерения СО.

Выполненные нами эксперименты позволили оценить, насколько эффективна система очистки газоанализатора СВ и в какой мере обеспечена избирательность окисления на нагреваемой спирали, и на основе полученных данных сформулировать предложения по усовершенствованию данного прибора.

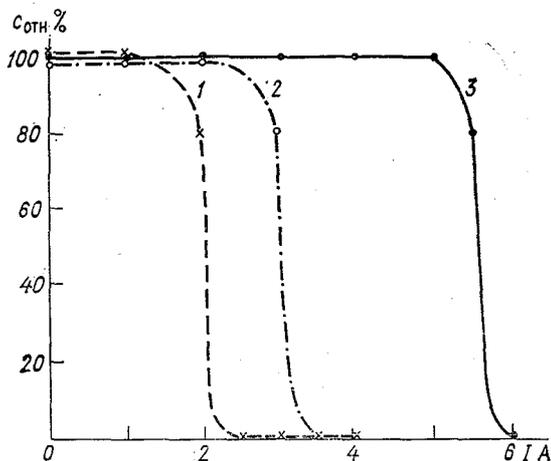


Рис. 1. Зависимость относительной концентрации компонентов $C_{отн.}$ от силы тока накала спирали I .
1 — окись углерода, 2 — сумма углеводородов, 3 — метан.

При этом прежде всего была предпринята попытка путем подбора температуры (тока накала) платиновой спирали добиться полного окисления СО, не оказывая существенного воздействия на метан и другие углеводороды. Для этой цели пробы воздуха, отобранные на одной из улиц Ленинграда с интенсивным автомобильным движением, через систему очистки СВ подавали на вход хроматографа, оборудованного пламенно-ионизационным детектором и двумя колонками, позволяющими измерить концентрацию окиси углерода, метана и суммарную концентрацию других углеводородов.

Полученные данные, характеризующие зависимость концентрации перечисленных выше компонентов от величины силы тока накала спирали, представлены на рис. 1.

Как видно из рисунка, при силе тока, равной 6—7 А, полностью выгорают окись углерода, метан и все другие углеводороды в то время как при силе тока 4,5—6 А (последнее значение соответствует началу свечения спирали) концентрация метана практически не изменяется, а СО полностью окисляется.

Окисление других углеводородов начинается почти при тех же значениях силы тока, что и СО, но выгорание этих примесей оказывается менее полным, чем у СО.

Основываясь на полученных данных, можно сформулировать следующий вывод: при силе тока накала, равной 80—85 % от значения, соответствующего началу свечения спирали, полностью исключается влияние метана и несколько снижается суммарное влияние других углеводородов на результаты измерения концентрации СО.

Поскольку анализируемые пробы воздуха до их сжигания в газоанализаторе подвергаются очистке, то при соблюдении рекомендованного выше режима нагревания спирали следовало ожидать существенного снижения погрешности измерения СО, связанной с влиянием углеводородов. Однако оказалось, что колонка с серной кислотой задерживает в среднем только 5 % от общего количества углеводородов, а колонка с силикагелем, обладая относительно малой емкостью, надежно удерживает их лишь из первой пробы. По мере же увеличения числа проанализированных проб концентрация этих примесей на выходе колонки настолько возрастала, что во многих случаях уже после 10—15 проб эффект от очистки оказывался отрицательным.

В целях усовершенствования системы очистки газоанализатора СВ были проведены эксперименты с различными сорбентами. Ставилась задача подбора такого сорбента, который обеспечивал бы наиболее полное удаление примесей из анализируемых проб воздуха.

В результате установлено, что лучше других указанному выше требованию удовлетворяет уголь марки СКТ. В колонке объемом примерно 20 см³, заполненной таким углем, полностью поглощаются все углеводороды, кроме метана, не менее чем из десяти проб воздуха.

Влияние же метана на результаты измерения концентрации СО может быть устранено подбором такого режима накаливания спирали, при котором сила тока составляет 80—85 % от ее величины в момент начала свечения спирали.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеонздат, 1979. — 448 с.

*Н. Ш. Вольберг, Л. И. Горяева, В. И. Панева,
А. И. Полищук, Н. А. Чаговец, Е. А. Шайкова*

О ПЕРИОДИЧЕСКОМ КОНТРОЛЕ ТОЧНОСТИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ПРИМЕСЕЙ В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ ГОРОДОВ

Достоверность информации о состоянии воздушного бассейна городов, поступающая с сети Общегосударственной службы контроля загрязнения атмосферы (СКЗА), в значительной степени определяется точностью измерений содержания примесей. До последнего времени контроль за качеством проведения анализа проб воздуха осуществлялся путем методических инспекций. В ходе инспекций выяснялись источники и причины ошибок, допущенные при отборе и анализе проб воздуха, а также намечались пути их устранения. В настоящее время в связи с интенсивным развитием СКЗА необходимо ввести периодический контроль за качеством работы лабораторий СКЗА, который должен позволить объективно оценивать точность результатов измерения загрязнения воздуха.

Предлагаемый способ контроля предназначен для оценки точности измерений контрольных растворов с заданным содержанием анализируемого вещества.

Точность измерений, согласно [2], включает в себя совокупность характеристик: сходимости, воспроизводимости и правильности.

Сходимость измерений отражает близость друг к другу результатов измерений, выполняемых в одинаковых условиях.

Воспроизводимость измерений отражает близость друг к другу результатов измерений, выполняемых в различных условиях (в разное время, в различных местах, различными средствами). Сходимость и воспроизводимость численно выражаются случайной составляющей погрешности единичных измерений и средних величин.

Правильность измерений отражает близость к нулю систематической составляющей погрешности измерений и выражается численно через отклонения измеренных значений от истинных.

В соответствии с [3] в качестве показателей точности выбраны числовые характеристики случайной и систематической составляющих погрешности результатов измерений, а именно среднее квадратическое отклонение σ случайной составляющей погрешности в предположении нормального закона ее распределения и интервал Δ_p , в котором с заданной вероятностью P находится систематическая составляющая погрешности результата анализа.

Задача контроля — оценить соответствие показателей фактической точности результатов анализа нормам на эти показатели. Однако до настоящего времени таких норм не существовало. Эти

нормы впервые были эмпирически установлены для двух веществ — сернистого газа и двуокси азота. Выбор этих веществ обусловлен обязательным контролем за их содержанием в атмосфере всеми лабораториями СКЗА [5], а также, как показал предварительная проверка, достаточной устойчивостью растворов этих веществ низкой концентрации. Показатели норм точности установлены на основе статистической обработки первичных данных измерений оптических плотностей стандартных растворов полученных при построении не менее 50 градуировочных графиков в 10 лабораториях СКЗА и лаборатории ГГО. Для каждой лаборатории рассчитывалась случайная погрешность определения концентрации в пробе с учетом погрешности «нулевой» пробы

Таблица 1

Показатели точности σ и Δ_p

Содержание примеси, мкг	σ	Δ_p при $P=0,95$
x_{NO_2}	$10^{-2}(25 - 4x + 20x^2)^{1/2}$	$3 \cdot 10^{-2}(25 - 4x + 20x^2)^{1/2}$
x_{SO_2}	$10^{-1}(36 + 0,4x)^{1/2}$	$3 \cdot 10^{-1}(36 + 0,4x)^{1/2}$

Таблица 2

Допустимые расхождения d и коэффициенты $\omega(x)$

Содержание примеси, мкг	d	ω
x_{NO_2}	$(9,3 + 11,6x) \cdot 10^{-3}$	$\frac{1}{7 - 6x + 11x^2}$
x_{SO_2}	$(10,2 + 0,12x) \cdot 10^{-3}$	$\frac{1}{7 + 0,1x}$

и строилась зависимость случайной погрешности от концентрации вещества, которая описывалась уравнением прямой. Численные значения показателей точности σ и Δ_p результатов анализа на содержание примесей в атмосфере и допустимые расхождения d между результатами пяти единичных измерений оптической плотности контрольных проб, полученные путем обычной обработки данных измерений [4], приведены в табл. 1 и 2. Величина допустимого расхождения d , приведенная в табл. 2, зависит от истинного содержания вещества в контрольном растворе и соответствует доверительной вероятности 0,95. Эти показатели точности могут быть в дальнейшем несколько уточнены, если появится возможность использовать для этих целей больший статистический материал. Однако уже сейчас они применяются для характеристики правильности и сходимости результатов измере-

ий при периодическом контроле точности измерений, проводимых лабораториях СКЗА.

В связи с тем, что пока количество данных результатов измерений точности, выполненных в различных лабораториях, неостаточно, расчет норм допустимых расхождений для оценки оспроизводимости измерений не проводился. Расчеты будут выполнены по мере накопления статистических данных.

При реализации периодического контроля точности результатов измерений загрязнения атмосферы вариация содержаний анализируемого вещества в контрольных пробах должна охватывать весь рабочий диапазон методики анализа. При этом наибольшее число должны составлять пробы с содержанием вещества, близким к реальным содержаниям его в атмосфере. Обязательной является проба, в которой содержание определяемого вещества находится на уровне ПДК.

Система контроля точности результатов измерений загрязнения атмосферы предусматривает два вида контроля — внутренний и внешний. Внутренний контроль организуется непосредственно в рамках лаборатории (либо по нескольким лабораториям) и проводится силами УГКС. Внешний контроль выполняется Главной геофизической обсерваторией им. А. И. Воейкова для целей оценки качества работы в целом основных лабораторий всех УГКС.

В настоящей работе рассматривается внутренний контроль, который состоит из двух этапов — контроля сходимости результатов единичных измерений оптической плотности и контроля правильности результатов измерений.

Для проведения внутреннего контроля начальник лаборатории (или лицо, ответственное за проведение контроля) готовит не менее пяти контрольных растворов, каждый из которых разделяется на l параллельных проб (не менее пяти). Содержание определяемой примеси в каждом контрольном растворе (результат анализа) находится путем пересчета среднего из результатов единичных измерений оптической плотности параллельных проб данного раствора (за вычетом оптической плотности нулевой пробы) в единицы содержания по рабочему градуировочному графику.

Для контроля сходимости сравнивается максимальное расхождение между результатами единичных измерений оптической плотности каждого раствора с допустимым расхождением d (табл. 2). В случае превышения величины d результаты анализа соответствующего контрольного раствора бракуются по сходимости. Это означает, что фактическое среднее квадратическое отклонение случайной погрешности результатов анализа оказалось выше нормы.

Правильность результатов измерений устанавливается путем сравнения результатов анализа с истинным содержанием компонента в контрольных растворах. При этом используются только

те результаты анализа, случайная составляющая погрешность которых находится в допустимых пределах.

Для оценки правильности результатов анализа вычисляют следующие величины [1]:

$$b = \frac{\sum_{i=1}^m \omega_i x_i y_i}{\sum_{i=1}^m \omega_i x_i^2}, \quad (1)$$

$$S_b = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m \omega_i y_i^2 - b \sum_{i=1}^m x_i y_i \omega_i}{(m-1) \sum_{i=1}^m x_i^2 \omega_i}}, \quad i = 1, 2, \dots, m; \quad (2)$$

$$t = \frac{|1-b|}{S_b}, \quad f = m - 1. \quad (3)$$

Здесь y_i — результат анализа i -го контрольного раствора, x_i — истинное содержание определяемого вещества в i -м контрольном растворе, b — характеризует угол наклона линии регрессии, т. е. близость полученных результатов измерения концентраций к действительным значениям, ω_i — коэффициенты, зависящие от содержания вещества в i -м контрольном растворе, определяются по табл. 2, m — число контрольных растворов, f — число степеней свободы, S_b — оценка разброса относительно величины b , t — нормированное отклонение величины b от 1.

Значение t сравнивается с табличными $t_{\text{табл.}}(f)$ — параметром Стьюдента [1]. Если $t > t_{\text{табл.}}(f)$, результаты измерений содержат систематические погрешности.

Все случаи выявления систематических погрешностей должны быть тщательно исследованы и причины, вызывающие их появление, должны быть устранены.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Браунли К. А. Статистическая теория и методология в науке и технике. — М.: Наука, 1977. — 408 с.
2. ГОСТ 16263—70. ГСИ. Метрология. Термины и определения. — М. Изд-во стандартов, 1971.
3. ГОСТ 8. 011—72. ГСИ. Показатели точности измерений и формы представления результатов измерений. М.: Изд-во стандартов, 1973.
4. Доерфель К. Статистика в аналитической химии. — М.: Мир, 1969. — 227 с.
5. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1979. — 448 с.

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКОВ И АЭРОЗОЛЕЙ НАД АКВАТОРИЕЙ АРАЛЬСКОГО МОРЯ И В НЕКОТОРЫХ РАЙОНАХ СРЕДНЕЙ АЗИИ

Освоение огромных земельных ресурсов республик Казахстана и Средней Азии за счет интенсивного расходования вод рек му-Дарьи и Сыр-Дарьи на орошение обуславливает неуклонное снижение уровня Аральского моря. Наряду с усыханием речных бассейнов это приводит к формированию на берегах Аральского моря сильно засоленной суши, с поверхности которой происходит непрерывный вынос солей и пыли. В целях замедления процессов антропогенного опустынивания в Приаралье, разрушающих природу этой территории, чрезвычайно существенным представляются комплексные исследования, в том числе изучение химического состава атмосферных аэрозолей, важное для разработки научных прогнозов выноса солей и пыли с поверхности моря и участков вновь образовавшейся суши.

Косвенное представление о химическом составе аэрозолей на территории Средней Азии и Приаралья можно получить из анализа данных о химическом составе атмосферных осадков. На территории Средней Азии в настоящее время действует сеть станций по сбору проб атмосферных осадков, имеющая более чем 5-летний ряд наблюдений. На станциях проводится сбор суммарных за месяц проб осадков, которые анализируются ежемесячно в гидрохимической лаборатории. Эти работы проводятся под методическим руководством Главной геофизической обсерватории им. А. И. Воейкова. В пробах атмосферных осадков определяется концентрация ионов SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , HCO_3^- , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , электропроводность и величина рН.

В данном исследовании использовались результаты химического анализа осадков для 10 станций, расположенных на территории Средней Азии, которые представлены на рис. 1.

Наиболее характерной особенностью климата района исследований является ограниченное количество осадков (100—100 мм/год), высокая температура и сухость воздуха, высокая испаряющая способность подстилающей поверхности. В течение почти всего года или по крайней мере в течение летнего периода преобладают процессы испарения наземных почвенных и прежде всего грунтовых вод над процессами их стока. Отсутствие в течение длительного времени осадков способствует процессам высыхания и выветривания верхнего слоя почвы, особенно интенсивного при сильных ветрах и пыльных бурях. В результате приземный слой атмосферы этих районов обогащен аэрозолями почвенного происхождения. Это отражается на химическом составе осадков, существенную роль в формировании которого играют процессы удаления примесей из подоблачного слоя атмосферы.

Как известно, химический состав осадков формируется в облаках при конденсации водяного пара на ядрах конденсации и последующем присоединении мелких частиц к облачным элементам за счет броуновской коагуляции и в подоблачном слое атмосферы за счет вымывания сосредоточенных в нем различных примесей. Проведенные ранее исследования показали, что в южных районах Европейской территории СССР облачный вклад составляет лишь около 20 %, а 80 % примесей поступает в осадки из подоблачного слоя атмосферы [1]. Очевидно, в района

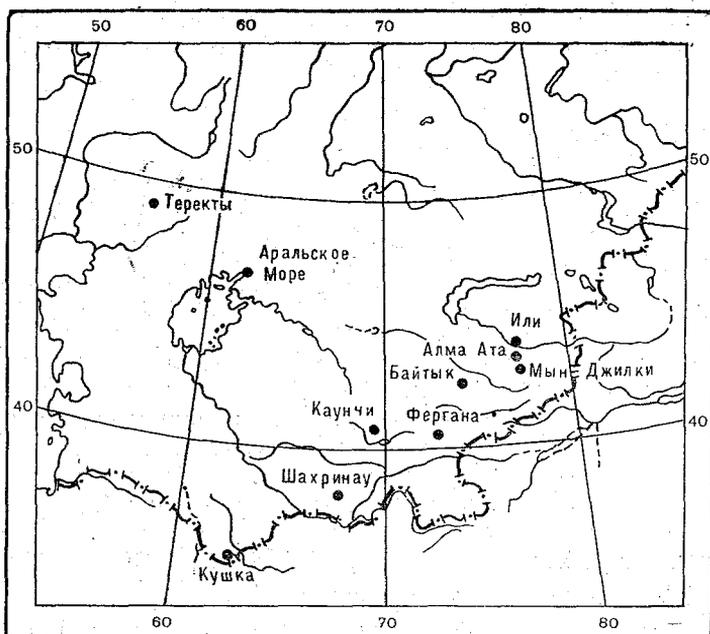


Рис. 1. Сеть станций по сбору осадков.

Средней Азии вклад подоблачного вымывания также является преобладающим, и химический состав осадков определяется преимущественно химическим составом атмосферных аэрозолей.

На рис. 2 представлены многолетние величины суммарной минерализации атмосферных осадков для рассматриваемых станций. Отдельно выделены станции Аральское море и Теректы. (кривые 1 и 2). Станция Аральское море расположена в пустынной зоне, на северном берегу залива Сары-Чаганак, в 100 м от его берега, на высоте 7 м над уровнем воды и на расстоянии 2 км к юго-западу от Аральска. Рельеф окружающей местности изрезан многочисленными барханами, изредка поросшими редким кустарником и типично пустынной растительностью. Почва в окрестности

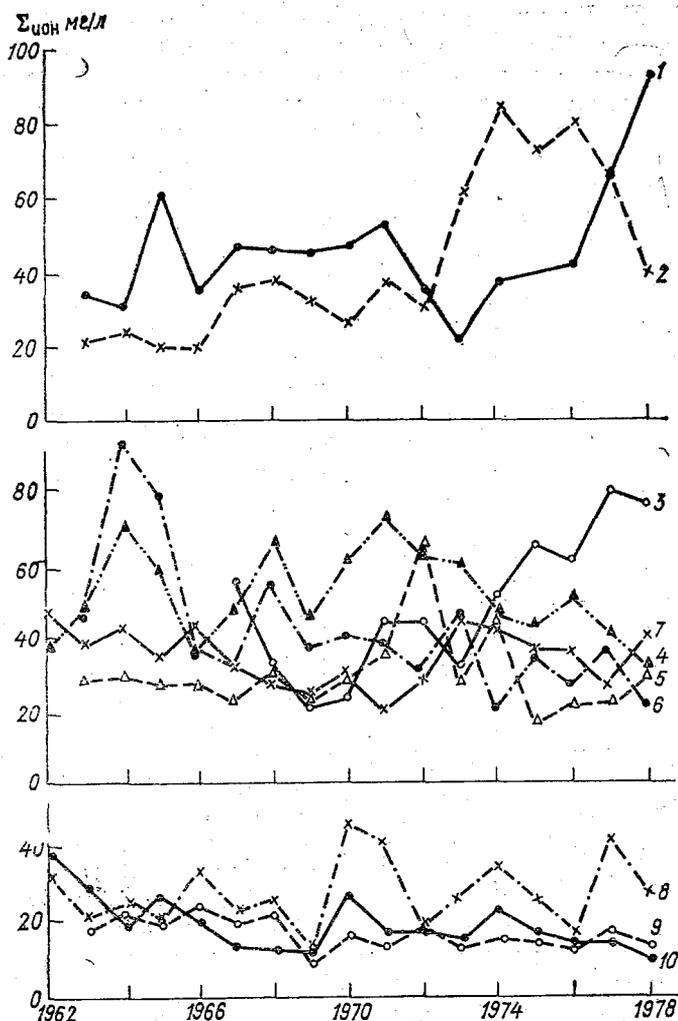


Рис. 2. Среднегодовой ход суммарной минерализации атмосферных осадков.

1 — Аральское Море, 2 — Теректы, 3 — Алма-Ата, 4 — Фергана, 5 — Или, 6 — Кушка, 7 — Каунчи, 8 — Шахринау, 9 — Мын-Джилки, 10 — Байтык.

станции песчаная с небольшим количеством щебня. Станция Теректы находится в степной зоне на пологом склоне лога. Рельеф окружающей местности слабо холмистый. Растительность на холмах — полынь, ковыль, типчак.

Остальные станции условно разделены на две группы. Первая группа включает станции, расположенные на ровной или слабо холмистой местности с высотой холмов, не превышающей 500 м

(кривые 3—7). Во вторую группу (кривые 8—10) вошли высокогорные станции. Для большинства станций характерны суглинистые и песчаные почвы с наличием солончаков и типично пустынная растительность. Окружающая местность изрезана густой сетью оросительных каналов. В высокогорных районах отмечается горнолуговая растительность и наличие темнокаштановых почв (ст. Байтык, высота 1600 м), которые на больших высотах (ст. Мын-Джилки, высота более 3000 м) сменяются каменистой почвой и голыми скалами.

Из рассмотрения станций 1—7 видно, что суммарная минерализация осадков заметно изменяется от года к году. Диапазон ее изменений заключен в пределах 20—95 мг/л. Однако эти изменения имеют нерегулярный характер и, как показывает анализ,

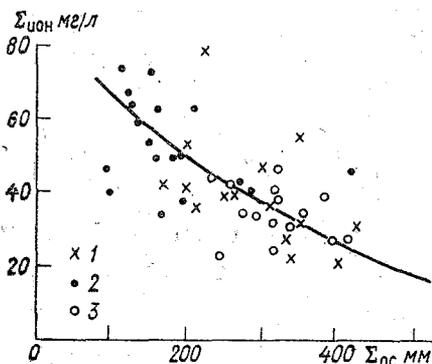


Рис. 3. Корреляционная зависимость между среднегодовыми суммами ионов и осадков.

1 — Кушка, 2 — Каунчи, 3 — Фергана.

обусловлены преимущественно различным количеством осадков, выпадающих в отдельные годы. На рис. 3 представлена корреляционная зависимость между годовыми величинами минерализации осадков и их годовой суммой для трех станций. Хорошо выраженная обратная связь между рассматриваемыми величинами существует и для других станций.

Более чистыми являются атмосферные осадки, выпадающие в горных районах. Минерализация осадков здесь составляет 9—46 мг/л. На ст. Мын-Джилки (высота более 3000 м) среднегодовая минерализация осадков за рассматриваемый период изменяется от

8,6 до 24,3 мг/л.

Средний химический состав атмосферных осадков на ст. Аральское море за период 1963—1978 гг. приводится в табл. 1. Как видно, преобладающими ионами являются SO_4^{2-} и HCO_3^- . Отмечается также довольно высокая концентрация ионов Cl^- , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} . На сумму ионов ($\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), имеющих преимущественно терригенное происхождение, приходится 43 % от общей минерализации осадков. Сумма ионов ($\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$) составляет также 42 %. Соотношение между основными ионами для всех других станций (в том числе высокогорных) изменяется. В минерализации осадков, выпадающих на этих станциях, заметно увеличивается вклад ионов ($\text{HCO}_3^- + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), который достигает 50—60 %. Суммарный вклад ионов SO_4^{2-} и Cl^- соответственно уменьшается до 25—30 %.

Рассмотрение результатов химического анализа состава осадков, выраженных в мг/экв./л, позволяет заключить, что атмосферные аэрозоли, вымываемые атмосферными осадками, состоят в основном из соединений $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, MgSO_4 , CaSO_4 , MgCl_2 , NaCl , основным источником которых является поверхность суши.

Приводимые данные показывают, что атмосферные осадки в районе Средней Азии и Приаралья характеризуются довольно высокой минерализацией, что свидетельствует о значительном содержании аэрозолей в атмосфере. Какой-либо устойчивой тенденции в увеличении концентрации аэрозолей на протяжении последних 10—15 лет не обнаруживается.

Таблица 1

Химический состав атмосферных осадков на ст. Аральское море (мг/л)

Год	Сумма осадков, мм	SO_4^{2-}	Cl^-	HCO_3^-	NO_3^-	NH_4^+	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	$\Sigma_{\text{ион}}$
1963	183	9,46	4,55	9,91	0,75	0,85	8,78	0,85	1,27	4,84	34,62
1964	131	8,49	4,23	9,70	0,77	0,82	2,12	0,75	1,46	3,20	31,57
1965	90	17,97	9,61	16,30	0,66	1,04	6,62	1,24	2,80	1,80	61,02
1966	105	11,73	3,55	8,47	0,84	0,89	3,31	0,98	1,58	2,80	35,79
1967	136	12,95	7,16	13,56	1,03	0,83	4,66	0,90	1,33	5,82	48,18
1968	109	14,64	5,17	12,91	1,09	0,61	4,28	0,96	2,19	4,11	47,05
1969	160	15,35	5,54	12,20	0,68	0,82	4,32	1,67	1,87	3,82	46,30
1970	156	14,12	6,49	14,10	1,16	0,45	3,69	0,96	2,74	4,61	48,32
1971	84	19,55	4,24	13,30	3,08	0,90	3,11	1,14	3,92	4,32	53,55
1972	70	8,76	3,46	12,20	1,18	0,73	3,95	0,70	1,10	3,52	35,82
1973	146	6,49	2,33	6,63	1,78	0,24	1,80	1,15	0,90	2,22	23,54
1974	80	11,90	6,47	8,92	2,50	0,54	3,00	2,04	2,15	2,88	39,01
1975	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
1976	92	8,39	9,72	17,99	1,30	0,92	2,69	1,95	2,42	4,98	43,17
1977	111	22,07	9,48	17,23	1,44	0,94	8,36	1,84	4,70	6,33	68,29
1978	145	27,90	11,74	27,73	1,54	2,32	0,34	2,68	8,18	7,66	96,05

Помимо исследования химического состава осадков в период с 8 по 30 сентября 1979 г. проводилось изучение химического состава аэрозолей над акваторией Аральского моря. Для этого на борту научно-исследовательского судна был организован отбор проб аэрозолей для химического анализа. Для отбора проб аэрозолей использовались два аспирационных устройства [4], которые обеспечивали прохождение через фильтр АФА-ХП-20 исследуемого воздуха со скоростью аспирации до 300 л/мин. Продолжительность отбора одной пробы составляла 90 мин. Пробы отбирались одновременно на двух пунктах: пункт 1 был располо-

жен на носу судна (высота 2 м над уровнем воды) и пункт 2 на верхнем мостике (высота 4 м над уровнем воды).

Отбор проб производился ежедневно в разных пунктах Аральского моря. Во время отбора проб судно становилось на якорь и выключались машины, что исключало попадание на фильтры выбросов из труб судна.

Химический анализ проводился в лаборатории ГГО. Для этого фильтры замачивались в дистиллированной воде, затем полученный раствор анализировался по методике принятой для проведения анализа осадков [1, 2].

Сравнение экспериментально измеренной и рассчитанной электропроводности показывает хорошую сходимость полученных результатов, однако экспериментальные данные электропроводности несколько превышают расчетные. Это свидетельствует о том, что в аэрозолях присутствуют какие-то неизмеренные элементы.

Таблица 2

Средний химический состав аэрозолей над акваторией Аральского моря (мкг/м³)

Пункт	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Σ _{ион}
1	5,4	0,7	0,6	1,1	0,2	0,1	0,7	8,8
2	4,4	0,7	0,8	0,8	0,2	0,1	0,5	7,5

Анализ результатов показывает, что в среднем химический состав аэрозолей над акваторией Аральского моря довольно постоянен, за исключением пробы, отобранной на одном из пунктов, где ощущается влияние берега. В табл. 2 представлены средние значения концентраций ионов над акваторией Аральского моря. Из этой таблицы видно, что концентрации всех определяемых ионов в среднем довольно низкие. Если сравнить полученные данные с концентрациями хлоридов и сульфатов, полученными над Атлантическим океаном [3], то видно, что хлоридов над Аральским морем на порядок меньше, чем над Атлантическим океаном, в то время как по сульфатам получились сопоставимые данные.

Для определения химического состава аэрозолей над высохшей частью Аральского моря проводился отбор проб аэрозолей на побережье о. Барсакельмес и в канале Аральского порта. На побережье о. Барсакельмес пробы отбирались одновременно на двух пунктах, причем первый находился непосредственно у уреза воды, а второй — на расстоянии около 1 км от берега моря на гребне обрыва ($H=30$ м над уровнем моря) или у его подножия ($H=10$ м над уровнем моря). В канале Аральского

Химический состав аэрозолей над высохшей частью Аральского моря

Дата	Место отбора	Пункт отбора	Ветер		Высота волны, м	мкг/м ³										$\chi_{\text{расч.}}$	$\chi_{\text{экс.}}$
			направление	скорость м/с		SO_4^{2-}	Cl^-	HCO_3^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Σ ион				
8 IX	Канал Аральский	1	В	2,7	—	7,6	0,0	4,7	2,7	0,5	0,0	1,5	17,0	1,5	1,7		
10 IX	У берега	1	В	5,0	1,0	27,4	9,5	81,6	8,6	0,9	11,7	12,9	152,6	53,0	60,2		
17 IX	о. Барсакельмес	2 У моря	В ВЮВ	4,6 3,8	1,0 0,5	25,6 19,3	11,2 10,8	60,0 3,9	9,0 9,4	2,1 0,1	7,5 3,0	8,8 2,2	124,2 48,7	49,8 24,4	49,6 25,8		
		На обрыве	ВЮВ	3,8	0,5	12,3	5,5	4,0	4,7	0,1	1,8	2,1	30,5	15,4	15,6		
		У моря	ВСВ	2,5	0,5	9,4	2,7	4,4	2,8	0,5	1,1	1,1	22,0	13,1	10,9		
		Под обрывом	ВСВ	2,5	0,5	8,8	4,2	2,9	2,5	0,5	1,2	0,6	20,7	11,4	10,8		
18 IX	о. Барсакельмес	У моря	ВЮВ	1,7	0,5	48,8	27,2	28,4	19,6	1,5	9,6	13,0	148,1	72,2	75,2		
		Под обрывом	ВЮВ	1,7	0,5	44,9	31,6	32,8	20,2	1,6	8,6	17,0	156,7	77,2	73,5		
30 IX	Канал Аральский	1	СЗ	5,1	—	30,7	0,0	7,7	3,0	0,1	1,4	9,9	52,8	33,2	27,4		
		2	СЗ	4,3	—	23,9	0,0	5,5	1,9	0,8	3,4	5,8	41,3	25,2	22,9		

порта отбор проб производился на борту судна, стоявшего на расстоянии 1 км от берега моря. Результаты определения химического состава аэрозолей на 31-м пункте также можно отнести к прибрежным, так как в этот день ветер дул с высохшей части Аральского моря, а отбор проводился в непосредственной близости от берега.

В прибрежной зоне подстилающая поверхность состоит в основном из песка и супеси. Она легкая по механическому составу, и ветровая эрозия ее может начинаться уже при скорости ветра 3—4 м/с. Из табл. 3 видно, что в пробах, отобранных над высохшей поверхностью, наблюдается резкое увеличение концентраций ионов по сравнению с пробами, отобранными над морской поверхностью. При этом происходит заметное возрастание концентрации ионов SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} .

Проведенное исследование показывает большую роль высохших участков моря, которые в рассматриваемом районе при определенных метеорологических условиях могут быть основными источниками поступления солевых частиц в атмосферу.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Дроздова В. М. и др. Химический состав атмосферных осадков над Европейской территорией СССР. — Л.: Гидрометеоиздат, 1964. — 209 с.
2. Методические указания по постановке наблюдений за содержанием хлоридов и сульфатов на прибрежных метеостанциях. — Л.: Изд. ГГО, 1980.
3. Петренчук О. П. Экспериментальные исследования атмосферного аэрозоля. — Л.: Гидрометеоиздат, 1979. — 264 с.
4. Петренчук О. П. и др. Особенности отбора атмосферных аэрозолей для определения их химического состава. — Труды ГГО, 1975, вып. 352, с. 219—228.

П. Ф. Свистов, С. М. Немец, В. А. Полянский

СРАВНЕНИЕ МЕТОДОВ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РТУТИ В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ

Для улучшения контроля и качества прогнозов повышенных содержаний высокотоксичных металлов огромное значение имеет качество самих определений этих элементов. Особо важную роль приобретает критическое отношение к точности химического анализа, так как химический анализ используется довольно широко и часто служит в качестве контрольного. Вместе с этим практика показывает, что различные инструментальные методы также далеко не всегда дают достаточно однородные данные о содержании ртути в одной и той же пробе. Чтобы это показать, авторы произвели сравнение одновременных измерений содержания ртути в пробах атмосферных осадков методами атомной эмиссион-

ной спектроскопии (АЭС) и атомной абсорбционной спектроскопии (ААС). Результаты сравнений представлены в табл. 1 и 2.

Были использованы также весьма малочисленные данные по этому вопросу других исследователей [3, 7, 8], причем всегда дитизованный метод считался контрольным.

Из рассмотрения данных табл. 1 и 2 видно, что концентрации ртути, полученные методом АЭС или химическим, не совпадают с концентрациями, полученными методом ААС.

Таблица 1

Повторяемость (%) различных концентраций ртути по одновременным измерениям методами АЭС и ААС

Концентрация, нг/л	Разность концентраций, нг/л										Число случаев
	положительное отклонение					отрицательное отклонение					
	<100	>110	>310	>510	>1010	<100	>110	>310	>510	>1010	
≤1000	19	31	19	5	—	9	15	2	—	—	58
1010—2000	9	9	18	5	18	—	4	14	14	9	22
2010—3000	13	—	7	—	7	13	13	13	—	34	15
Число случаев	14	21	17	4	7	6	13	6	6	6	95
Итого, %	63					37					

Примечание. К положительным отклонениям отнесены случаи, когда концентрация ртути, измеренная методом АЭС выше, чем методом ААС, а к отрицательным — наоборот.

Таблица 2

Результаты сравнения измерений концентраций ртути методами АЭС, ААС и химическим

Характеристика	Метод			
	АЭС с ААС		Химический с ААС	
Средняя разность содержания ртути, нг/л	+400	—240	+310	—260
Число случаев с концентрацией ≤3000 нг/л . . .	60	35	59	26

Характерным является тот факт, что по результатам атомно-абсорбционного анализа чаще всего получаются меньшие значения, чем по двум другим. Если за эталон взять данные, измеренные атомно-абсорбционным методом, то при концентрации ртути 1000 нг/л и ниже химический и спектрохимический методы в подавляющем числе случаев (74—87%) дают более высокие значения, при этом максимальное число завышений (87%) приходится на химические методы. Разность концентраций для гра-

даций 1000 нг/л и ниже в 93—97 % случаев достигает 500 нг/л, а в отдельных случаях 500—1000 нг/л. Аналогичная картина распределения концентраций ртути, измеренных указанными способами, наблюдается и для следующей градации (1000—2000 нг/л).

Таким образом, разность одновременных измерений концентраций ртути в атмосферных осадках, проведенных различными методами, достигает в среднем 50 %. Анализ фактических данных, приведенных в табл. 1, показывает также, что спектрохимические определения оказываются выше, чем атомно-абсорбционные, в 63 % случаев. В остальных 37 % случаев содержание ртути по спектрохимическому методу ниже, чем по атомно-абсорбционному. Примерно столько же положительных и отрицательных отклонений отмечается и при сравнении химических измерений с атомно-абсорбционными.

В табл. 2 даны средние разности концентрации ртути, полученные спектрохимическим и атомно-абсорбционным методами, а также химическим и атомно-абсорбционным. В среднем концентрация ртути по спектрохимическому методу оказывается на 400 нг/л выше или на 240 нг/л ниже, чем по атомно-абсорбционному методу. Примерно в таких же пределах находятся отклонения концентраций, измеренных химическим и атомно-абсорбционным методами.

Таким образом, анализ материала указывает на несравнимость содержаний ртути, одновременно измеренных различными способами, которые в свою очередь основаны на различных принципах и характеризуют в основном особенности подготовительных операций. Классическим химическим методом определения ртути в растворах является дитизоновый [2]. Он основан на способности двухвалентной ртути образовывать с дитизоном окрашенное в желто-оранжевый цвет соединение и дальнейшем извлечении дитизоната ртути четыреххлористым углеродом или хлороформом при $\text{pH} = 1,5 \div 2$. В слабокислой среде ацетатного буфера в присутствии комплексона III и роданида калия реакция специфична. Избыток свободного дитизона из экстракта удаляют встряхиванием его с разбавленным раствором аммиака. Измеряют оптическую плотность раствора дитизоната ртути в хлороформе (или CCl_4). Чувствительность дитизонового метода 0,05—1,0 мг/л, а точность +5 %. Определению мешают Ag, Cu, Au, Pd, Pt. Обычно их удаляют путем образования различных комплексных соединений, например Cu — трилоном Б, Ag — роданидом калия. В растворе должны отсутствовать красители, экстрагируемые хлороформом. Если они имеются, вначале экстрагируют их небольшими порциями хлороформа. Определению мешают также сильные окислители, которые удаляют сернохлоридом гидразином. Большие количества органических соединений устраняют кипячением пробы с KMnO_4 в кислой среде.

Спектрохимический метод определения ртути [1] основан на экстракционном извлечении ртути из водного раствора, ее концентрировании и последующем определении содержания на при-

боре ИСП-28. В качестве источника возбуждения применяется генератор ДГ-2. Экстракция осуществляется 0,004 %-ным раствором дитизона в CCl_4 . Раствором дитизоната ртути в четыреххлористом углероде пропитывают угольный порошок. Сконцентрированную на угольном порошке пробу вносят в камерный электрод специальной конструкции и нагревают до 400—500°C. Считается, что при этой температуре может быть обеспечено разложение соединений ртути и высокая концентрация ее паров в плазме дуги. В то же время такая температура недостаточна для испарения в плазму соэкстрагированных и соадсорбированных примесей других металлов (Ca, Fe, Ni, Cu, Co). Чувствительность метода 1,0—10 мкг/л. Для построения графика используют линию ртути 254 нм и фон вблизи линии. Градуировочную кривую строят в координатах $\Delta S - \lg c$ по методу трех эталонов. Среднеквадратическая ошибка при содержании ртути 100 мкг/л составляет 18,5%. К недостаткам метода также следует отнести большую длительность анализа.

Высокой чувствительностью определения ртути отличается атомно-абсорбционный метод, который основан на поглощении резонансного излучения при линии 254 нм атомами металла, находящимися в паробразном состоянии. Впервые эту идею реализовал знаменитый Р. Вуд в 1905 г., однако широкое аналитическое применение атомно-абсорбционный анализ нашел только после выхода работы Уолша в 1955 г. [8]. Разработано много вариантов этого метода, различающихся в основном приемами подготовки пробы к анализу [1, 6]. В Ленинградском государственном университете на кафедре аналитической химии, а затем в Главной геофизической обсерватории авторами вместе с сотрудниками была собрана установка (с учетом преимуществ известных систем), обладающая достаточной экспрессностью и высокой чувствительностью определения ртути в водных растворах [5].

Усовершенствование относилось ко всем этапам методической работы.

Приготовление стандартных растворов. Известно, что приготовление и хранение эталонов в значительной мере определяют успех анализа. Высокая летучесть ртути и ее соединений, естественно, заставляет уделять этому вопросу особое внимание. Для приготовления стандартных растворов использовали свойство металлической ртути хорошо растворяться в азотной кислоте. Каплю металлической ртути помещали в стеклянный бюкс и взвешивали на аналитических весах. Затем переносили ее в мерную колбу, куда добавляли 5 мл концентрированной HNO_3 и 1 мл 0,1 %-ного раствора в воде циклогексанола. Предложенная нами добавка поверхностно-активного вещества, каким является циклогексанол, значительно уменьшала потерю ртути из стандартных растворов. Исходный раствор содержал 500 мг/л ртути. Из него последовательным разбавлением готовили рабочие растворы с концентрациями 0,01; 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 2,0 и 5,0 мкг/л.

Подготовка проб к анализу. Дополнительные процедуры по подготовке проб к анализу, в том числе процесс концентрирования в случае определения микросодержания ртути, всегда внося в результаты анализа неизбежные погрешности. Влияние ошибок при этом определяется не только разумным выбором необходимых операций, но и тщательностью их выполнения. Прежде всего следует учитывать, что концентрация ртути в массе основного образца мала и при этом всегда возможны потери элемента.

Следовательно, понятие «фоновое содержание» ртути в атмосферных осадках зависит в известной степени от способа измерения. Каждый из существующих способов измерений характеризует фоновое содержание ртути как некоторый условный уровень. Однако при всех спектральных методах определения ртути последняя измеряется по поглощению или излучению ее атомов при линии 254 нм. Для эталонных проб все три метода обладают хорошей воспроизводимостью. В естественных пробах измерение ртути этими методами становится менее определенным.

Анализ специально проводившихся строго синхронных определений несколькими способами [2, 5] позволил произвести сопоставление различных содержаний ртути, измеренных химическими и физическими методами. Наибольший интерес представляет сравнение результатов, полученных спектрохимическим и атомно-абсорбционным методами. На основании полученных результатов оказалось, что спектрохимические измерения ($c_{спх}$) по сравнению с атомно-абсорбционными (c_a) завышены в среднем на $+900$ нг/л ($c_{спх} - c_a$).

Сопоставляя выводы данного исследования с выводами других авторов [4], можно заметить, что несмотря на разный исходный материал и различные способы его обработки, были получены близкие результаты. Это подтверждает их объективность.

Порядок величин расхождения содержания ртути, полученных спектрохимическим методом при использовании двух различных способов концентрирования впервые определил Сауко еще в 1946 г. [3]. Позднее [3, 4] совместно с сотрудниками он пришел к выводу, что экстракция ртути дитизоном всегда дает завышенные результаты по сравнению с другими способами концентрирования.

Значения расхождений Δc при содержании ртути, равном 1000, 2000, 3000 и 5000 нг/л, составляют соответственно 180, 330, 420 и 620 пг/л.

Сравнение данных химических методов с атомно-абсорбционными и спектрохимическими методами для содержаний ртути 5000 и 3000 нг/л позволяет сделать вывод, что два последних метода обладают большей сходимостью при одинаковом способе концентрирования. Физическое объяснение неоднородности данных о содержании ртути в атмосферных осадках, получаемых различными инструментальными методами, следует искать в специфических особенностях процессов концентрирования микросодержаний ртути. С другой стороны, как показывают многочис-

ленные исследования [4, 9] содержание других микрокомпонентов в атмосферных осадках и облачной воде весьма не постоянно и довольно быстро изменяется в пространстве и во времени. Вследствие этого при одновременных измерениях содержания микроэлементов даже одним каким-либо способом в двух близко расположенных пунктах получают различные значения.

Изменчивость содержания ртути в пространстве. Значительные расхождения в содержании ртути получаются не только в силу различия способов ее измерения, как было показано выше, но и также вследствие специфических особенностей структуры атмосферных осадков, условий их формирования и выпадения.

Учитывая важность вопроса относительно особенностей структуры атмосферных осадков и ее изменчивости, авторами были произведены сравнения одновременных измерений содержания

Таблица 3

Повторяемость (%) разности одновременных измерений содержания ртути в двух точках, расположенных на расстоянии 5300

Содержание ртути нг/л	Разность содержаний, нг/л					Число случаев
	<100	110—300	310—500	510—1000	1010—2000	
Атомно-абсорбционный метод						
≤1000	67	27	6	—	—	103
1010—2000	60	27	9	3	1	151
Спектрохимический метод						
≤1000	68	27	5	—	—	214
1010—2000	49	39	6	5	1	81

ртути с помощью атомно-абсорбционного и спектрохимического методов в двух точках. Результаты сравнений 549 случаев таких наблюдений представлены в табл. 3.

Подсчет разностей значений одновременных измерений содержания ртути производился для двух градаций (≤ 1000 нг/л и 1010—2000 нг/л). Таблица 3, таким образом, характеризует изменчивость концентрации ртути в двух точках, расположенных на расстоянии 500 м. Из анализа данных этой таблицы можно заключить, что значения разностей, полученные по данным одновременных измерений концентрации ртути в двух точках, расположенных на расстоянии 500 м, изменяются в широких пределах. При содержании ртути 1000 нг/л и ниже почти в 70 % случаев они не превышают 0,1 концентрации, в 27 % достигает $\frac{1}{3}$, а в 5—6 % случаев — 0,5 средней концентрации. При содержании ртути 1000—2000 нг/л разность до 0,5 этой величины отмечена в 3 % случаев по атомно-абсорбционному и в 5 % случаев по спектрохимическому методу. Если при этом содержание ртути в среднем

равно примерно 2000 нг/л, то указанные изменения концентрации воспринимаются как переход ртути из одного качественного состояния в другое, т. е. переход растворенных в воде соединений ртути в парообразное состояние и обратно.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гладышев В. П. и др. Аналитическая химия ртути. — М.: Наука, 1974. — 227 с.
2. Иванчев Г. Дитизон и его применение. — М.: Изд-во иностр. лит. 1961, с. 162—175.
3. Сауков А. А. Геохимия ртути. — Труды ИГН АН СССР, 1946, вып. 74, с. 3—40.
4. Сауков А. А. и др. Очерки геохимии ртути. — М.: Наука, 1972, с. 11—50.
5. Свистов П. Ф. и др. Способ определения содержания ртути в растениях. А. с. 524127 (СССР). — Бюллетень изобр., 1976, № 30.
6. Славин В. Атомно-абсорбционная спектроскопия. — Л.: Химия, 1971. — 290 с.
7. Степанов И. И. и др. Газоанализатор для измерений микроконцентраций ртути при геохимических поисках. — Разведка и охрана недр, 1965, № 12, с. 8.
8. Lodge J. P. e. a. Atmospheric trace chemistry in the American humid tropics. — Tellus, 1974, vol. 26, p. 250—253.

Ф. Г. Абрамян, М. А. Каганов, М. Г. Саноян

ПРЯМОЕ ИЗМЕРЕНИЕ РАДИАЦИОННЫХ ПОТОКОВ

Суммарную приходящую или уходящую радиацию измеряют эффективным пиранометром или балансометром, одна из приемных поверхностей которого закрывается крышкой [1, 2]. Показания этих приборов пропорциональны разности потоков радиации и собственного излучения прибора. Для того чтобы определить истинное значение измеряемого потока радиации, необходимо к результатам измерений добавить величину теплового излучения прибора, зависящую от температуры приемной поверхности T . Используя в качестве датчика температуры термистор сопротивлением $\rho(T)$, можно обеспечить автоматическое введение поправки на тепловое излучение $R_T = \sigma T^4$ (σ — постоянная Стефана—Больцмана).

Компенсационный блок, включенный последовательно с термоэлектрическим эффективным пиранометром или балансометром, должен давать напряжение, значение которого растет пропорционально четвертой степени абсолютной температуры. Этот блок представляет собой делитель напряжения (рис. 1) с термистором ρ и двумя постоянными резисторами P и q . Резистор P включен в цепь детектора радиации B и регистрирующего прибора Γ сопротивлением $r\Gamma$.

Напряжение в измерительной цепи от делителя напряжения

с источником питания E снимается с эквивалентного сопротивления ρ , причем

$$\frac{1}{\rho} = \frac{1}{P} + \frac{1}{r_B + r_T}. \quad (1)$$

Пусть температура приемной поверхности в процессе измерений изменяется в пределах от T_1 до T , причем $T_2 = \frac{T_1 + T_2}{2}$. Сопротивление ρ изменяется с температурой по закону

$$\rho = A \exp\left(\frac{B}{T}\right), \quad (2)$$

где A и B — константы.

Потребуем, чтобы выходное напряжение делителя

$$V = \frac{E\rho}{\rho + q\rho/(q + \rho)} \quad (3)$$

было пропорционально T^4 .

Для нахождения ρ и q используем метод точечного интерполирования с узлами в точках T_1 , T_2 и T_3 . Тогда задача определения ρ и q сводится к решению системы двух уравнений

$$\begin{aligned} \rho + \frac{q\rho_1}{q + \rho_1} &= n_1 \left(\rho + \frac{q\rho_2}{q + \rho_2} \right), \\ \rho + \frac{q\rho_2}{q + \rho_2} &= n_2 \left(\rho + \frac{q\rho_3}{q + \rho_3} \right). \end{aligned} \quad (4)$$

Здесь $\rho = \rho(T_i)$, $n_1 = (T_2/T_1)^4$, $n_2 = (T_3/T_2)^4$.

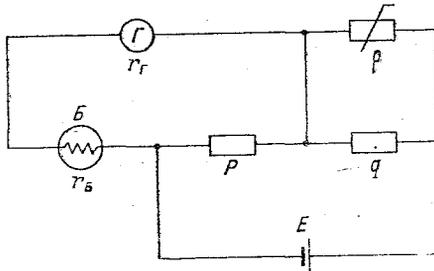


Рис. 1. Принципиальная электрическая схема прибора.

Решая систему (4), получаем

$$q = \frac{\rho_1 \rho_2 n_2 (n_1 - 1) - \rho_1 \rho_3 (n_1 n_2 - 1) + \rho_2 \rho_3 (n_2 - 1)}{\rho_1 (n_2 - 1) - \rho_2 (n_1 n_2 - 1) + \rho_3 n_2 (n_1 - 1)}, \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \rho &= \frac{[\rho_1 \rho_2 n_2 (n_1 - 1) - \rho_1 \rho_3 (n_1 n_2 - 1) + \rho_2 \rho_3 (n_2 - 1)]}{(n_1 - 1)(n_2 - 1)(n_1 n_2 - 1)} \dots \rightarrow \\ &\leftarrow \dots \frac{[\rho_1 \rho_2 (n_1 - 1) - \rho_1 \rho_3 (n_1 n_2 - 1) + \rho_2 \rho_3 n_1 (n_2 - 1)]}{(\rho_1 - \rho_2)(\rho_1 - \rho_3)(\rho_2 - \rho_3)}. \end{aligned} \quad (6)$$

Анализ показывает, что при $\frac{B \Delta T}{T_2^2} < 1$ значения $p > 0$ и $q > 0$, если $B > 5T_2$. Это неравенство имеет место для всех типов термисторов ($\Delta T = T_2 - T_1 = T_3 - T_2$).

При проведении измерений в летний период времени, например, можно принять $T_1 = 280 \text{ К}$ (7°С), $T_2 = 295 \text{ К}$ (22°С) и $T_3 = 310 \text{ К}$ (37°С), $\Delta T = 15 \text{ К}$.

Тогда

$$n_1 = \left(\frac{295}{280}\right)^4 = 1,2321, \quad n_2 = \left(\frac{310}{295}\right)^4 = 1,2194$$

и

$$n_1 n_2 = \left(\frac{310}{280}\right)^4 = 1,5025.$$

При этом сопротивления p и q оказываются равными:

$$q = \frac{0,56320 \rho_1 \rho_2 - \rho_1 \rho_3 + 0,43669 \rho_2 \rho_3}{0,43669 \rho_1 - \rho_2 + 0,56320 \rho_3}; \quad (7)$$

$$p = 9,865 \frac{[0,56320 \rho_1 \rho_2 - \rho_1 \rho_3 + 0,43669 \rho_2 \rho_3]}{(\rho_1 - \rho_2)(\rho_2 - \rho_3)} \dots \rightarrow$$

$$\leftarrow \dots \frac{[0,46195 \rho_1 \rho_2 - \rho_1 \rho_3 + 0,53806 \rho_2 \rho_3]}{(\rho_2 - \rho_3)}. \quad (8)$$

Напряжение источника питания E следует определять из условия

$$E \frac{p}{p + q \rho_2 / (q + \rho_2)} = \sigma T_2^4 \cdot b, \quad (9)$$

где b — чувствительность приемника радиации в мВ/кал/(см² × мин), ρ — коэффициент излучения черного тела, равный $5,67 \cdot 10^{-12} \text{ Вт}/(\text{см}^2 \cdot \text{К}^4)$ или $8,17 \cdot 10^{-11} \text{ кал}/(\text{см}^2 \cdot \text{К}^4 \cdot \text{мин})$.

При $T_2 = 295 \text{ К}$ величина $R_T = \sigma T_2^4 = 0,619 \text{ кал}/(\text{см}^2 \cdot \text{мин})$. Подставляя это значение в выражение (9) и учитывая величину b , находим E .

Отметим также, что по формуле (1) можно найти последовательное сопротивление P :

$$\frac{1}{P} = \frac{1}{p} - \frac{1}{r_B + r_T}.$$

Если $r_B + r_T < p$, то следует в цепь измерительного прибора включить добавочное сопротивление или использовать усилитель с достаточно большим входным сопротивлением. Можно отметить, что для обеспечения малых значений p следует использовать термисторы с небольшим номинальным сопротивлением.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кондратьев К. Я. Актинометрия. — Л.: Гидрометеоздат, 1965. — 691 с.
2. Стернзат М. С. Метеорологические приборы и наблюдения. — Л.: Гидрометеоздат, 1978. — 492 с.

СОДЕРЖАНИЕ

М. Е. Берлянд, Е. Л. Генихович, И. Г. Грачева. Влияние термически неоднородной пересеченной местности на структуру воздушного потока и закономерности распространения примесей	3
Е. Л. Генихович. Определение ширины санитарно-защитной зоны для низких источников	30
Р. И. Оникул, Л. Г. Хуршудян. К вопросу о распространении пыли от ее наземных площадных источников	27
В. Б. Киселев. О горизонтальном переносе примеси внутри городской застройки	36
Р. И. Оникул, Я. С. Канчан. О расчетах загрязнения атмосферы от многих источников на ЭВМ с применением унифицированных программ	41
Н. С. Буренин, Б. Б. Горошко, Г. А. Панфилова. Сопоставление расчетных и экспериментальных данных, полученных под факелом ГРЭС с высотой выброса 320 м	49
Б. Б. Горошко, А. М. Царев. Влияние фтористых соединений на коррозию металлов в районе расположения алюминиевых заводов	54
Н. С. Буренин, Б. Б. Горошко, В. И. Кириллова. Вертикальное распределение двуокиси азота, сернистого газа и окиси углерода в жизнедеятельном слое атмосферы	60
А. М. Царев. Влияние ветра на распространение примеси на площадках алюминиевых заводов	70
Н. С. Буренин. К оценке временной структуры загрязнения воздуха автотранспортом	74
Э. Ю. Безуглая, А. Г. Ковалевский, Г. П. Расторгуева. Особенности распределения промышленных примесей в атмосфере городов различных типов	81
Э. Ю. Безуглая. Изменчивость потенциала загрязнения атмосферы и его роль в формировании среднего уровня загрязнения	87
Л. И. Елекоева, Л. Р. Сонькин. Разработка схемы прогноза загрязнения воздуха с использованием метода разложения по естественным ортогональным функциям	93
И. А. Янковский, В. С. Елисеев. К вопросу внедрения методики оценки качества и эффективности работы службы контроля загрязнения атмосферы	98
Н. Ш. Вольберг, Э. Г. Тульчинская. Стандартный образец для определения двуокиси серы парарозанилиновым методом	103
Т. С. Виноградова, Н. Ш. Вольберг, С. В. Грищенко, Т. П. Струкова, В. С. Титов. Повышение селективности анализатора окиси углерода типа СВ	110
Н. Ш. Вольберг, Л. И. Горяева, В. И. Панева, А. И. Полищук, Н. А. Чаговец, Е. А. Шайкова. О периодическом контроле точности определения содержания примесей в атмосферном воздухе городов	113
О. П. Петренчук, В. А. Ионин, Н. В. Нестерова. Химический состав атмосферных осадков и аэрозолей над акваторией Аральского моря и в некоторых районах Средней Азии	117
П. Ф. Свистов, С. М. Немец, В. А. Полянский. Сравнение методов определения ртути в атмосферных осадках	124
Ф. Г. Абраамян, М. А. Каганов, М. Г. Саноян. Прямое измерение радиационных потоков	130

CONTENT

M. E. Berlyand, E. L. Genikhovich, I. G. Gracheva. The influence of thermal non-uniform crossed terrain on the structure of air flow and regularities of pollutant diffusion	3
E. L. Genikhovich. Determination of the width of a sanitary-protecting zone for low sources	20
R. I. Onikul, L. G. Khurshudyan. On the problem of dust transfer from surface area sources	27
V. B. Kisselyov. On the horizontal transport of pollutants in the urban canopy layer	36
Ya. S. Kanchyan, R. I. Onikul. On calculations of air pollution from multiple sources by means of computer using unified programmes	41
N. S. Burenin, B. B. Goroshko, G. A. Panfilova. Comparison of calculated data and experimental ones obtained under the plume of a power station with the height of emission of 320 m.	49
B. B. Goroshko, A. M. Tsarev. The influence of fluorine compounds on corrosion of metals in the area of aluminium producing enterprises	54
N. S. Burenin, B. B. Goroshko, V. I. Kirillova. Vertical distribution of NO ₂ , SO ₂ and CO in the atmospheric layer of vital activity	60
A. M. Tsarev. Wind effect on pollutant diffusion on the territory of aluminium producing enterprises	70
N. S. Burenin. On the estimation of time structure of air pollution from motor transport	74
A. Yu. Bezuglaya, A. G. Kovalevsky, G. P. Ractorguyeva. Peculiarities of industrial pollutants distribution in various urban atmospheres	81
A. Yu. Bezuglaya. Variability of air pollution potential and its role in the formation of average air pollution level	87
L. I. Yelekoieva, L. R. Sonkin. Elaboration of prognostic scheme for air pollution with the use of extension onto natural orthogonal functions	93
I. A. Yankovsky, V. S. Yeliseyev. On the estimation technique for efficiency and operation quality of air pollution monitoring system	98
N. Sh. Volberg, Z. G. Tulchinskaya. Preparation technique for solid standard samples for calibration of SO ₂ in the atmosphere by means of paraozanyline method	103
T. S. Vinogradova, N. Sh. Volberg, S. V. Grichshenko, T. P. Strukova, V. S. Titov. Increase of the selectivity of the analyzer for CO of SV type	110
N. Sh. Volberg, L. I. Goryacheva, V. I. Panova, A. I. Polichuk, I. A. Chadovets, E. A. Shaikova. On periodic control after determination accuracy of pollutant content of an urban atmosphere	113
O. P. Petrenchuk, V. A. Ionin, N. V. Nesterova. Chemical composition of atmospheric precipitation and aerosols over Aral sea and in some areas of the Middle Asia	117
P. Ph. Svistiv, S. M. Nemets, V. A. Polyansky. Comparison of methods of determination of mercury content in precipitation	124