

УДК 533.601: 614.8.084

МЕТОДЫ РАСЧЕТА ПОЛЕЙ КОНЦЕНТРАЦИИ ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ И ТОКСОДОЗ ПРИ АВАРИЯХ НА ОПАСНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ОБЪЕКТАХ

Ильюшонок А.В.^{*}, к. ф.-м. н., доцент, Лешенюк Н.С.^{*}, д. ф.-м. н., профессор,
Отчик В.С.^{*}, к. ф.-м. н., доцент, Попов В.М.^{**}, к. ф.-м. н.

^{*}Командно-инженерный институт МЧС Республики Беларусь

^{**}Институт физики им. Б.И. Степанова НАН Беларуси

e-mail: mail@kii.gov.by

Рассмотрены различные методики расчета полей концентрации загрязнений в атмосфере. Проанализированы усовершенствованные методы расчета параметров, существенно влияющих на точность расчета в методике «Токси-2». Показано, что с учетом рассмотренных усовершенствований методика «Токси-2» может успешно использоваться для решения различных задач в области экологии и предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций.

We discuss a number of methods for calculation of the pollutants concentration fields in the atmosphere. More sophisticated methods as compared to the technique «Toxi-2» for calculation of the parameters are analyzed, that can significantly affect the accuracy of the calculation. It is shown that taking into account the proposed improvements to the technique «Toxi-2» can be successfully used to solve various tasks in the field of ecology and emergency situations elimination.

(Поступила в редакцию 20 июля 2013 г.)

ВВЕДЕНИЕ

Развитие промышленности сопряжено с широкомасштабным применением, транспортированием и хранением различных опасных химических веществ (ОХВ). Многие из этих веществ, такие как хлор, аммиак, промышленные отходы представляют значительную опасность для окружающей среды и человека. Оценка потенциальной опасности, связанной с их наличием в атмосфере, важна для рационального размещения производственных объектов и разработки мер безопасности.

Для нахождения вероятности токсического поражения человека используется пробит-функция вида:

$$Pr = a + b \cdot \ln[C^n(x, y) \cdot t], \quad (1)$$

где a , b и n – константы, характеризующие конкретный n -ый вид ОХВ,

$C(x, y)$ – концентрация данного вещества в точке (x, y) зоны заражения,

t – время действия ОХВ [1].

Для величины $C^n \cdot t$ часто используется термин «токсическая нагрузка». Если концентрация вещества изменяется в течение времени воздействия, то токсическая нагрузка будет определяться как

$$D_T = \int_0^{t_0} C^n(x, y, t) dt, \quad (2)$$

где t_0 – время экспозиции.

Таким образом, в оценке риска для населения и влияния на окружающую среду при прогнозировании последствий токсичных выбросов, важную роль играет определение концентрации аварийно химически опасных веществ (АХОВ) в атмосфере.

Распространение загрязнений в атмосфере определяется состоянием атмосферного воздуха, который непрерывно находится в условиях турбулентного движения. Это движение состоит из некоторого среднего потока (средний ветер), на который накладываются пульсации скорости и направления потока (порывистость ветра). Интенсивность этих пульсаций существенно зависит от степени нагретости воздуха у поверхности земли. Днем, при сильно нагретой поверхности, турбулентность максимальна. Ночью, при выхолаживании земли, она минимальна. Турбулентность также существенно зависит от шероховатости поверхности земли.

Вследствие турбулентности слои воздуха непрерывно перемешиваются и всякая примесь в воздухе быстро рассеивается. Это перемешивание слоев воздуха можно рассматривать подобно процессу диффузии газов и, используя существующие методы различных решений диффузионных уравнений, выполнять расчеты распределения концентраций во всех точках пространства для примеси, поступающей от различных источников: мгновенного точечного или объемного (клуб дыма), непрерывного точечного (струи дыма из трубы), непрерывного линейного или площадного (струи, поступающие от многих труб) и др.

В отличие от молекулярной диффузии, где коэффициенты диффузии являются постоянными, в турбулентном потоке они имеют сложную зависимость от координат, пространственного или временного масштабов диффузии, метеорологических параметров, состояния поверхности земли и других факторов.

Величина коэффициента турбулентной диффузии в атмосфере может изменяться от 0,2 до 10^{12} см²/сек. Следует отметить, что в атмосфере имеются вихри различных масштабов – от минимальных, определяемых вязкостью воздуха, в которых энергия турбулентного движения превращается в тепло, до максимальных, определяемых термической устойчивостью, подстилающей поверхностью, геометрией потока и т. п. Наибольшие вихри – это, например, циклоны и другие воздушные образования, захватывающие большие участки атмосферы. Чем больше начальные размеры клуба дыма или чем большее время он существует, тем больше вероятность его захвата крупными вихрями и его рассеяние.

Таким образом, в целом, задача о рассеянии загрязнений в атмосфере является достаточно сложной. В то же время, необходимость получения оперативных решений и широкий круг использования, требуют простых и достаточно надежных методов расчета концентраций загрязнений. Поэтому для решения конкретных, практически важных задач разработаны упрощенные методики расчета, использующие параметры, позволяющие получить хорошее соответствие расчетных и измерительных данных. В частности, исходя из условий конкретной задачи, применяются соответствующие постоянные масштабы и, следовательно, постоянные коэффициенты диффузии и используются законы диффузии с постоянным коэффициентом для расчетов рассеивания загрязнений в атмосфере.

К настоящему времени разработано большое количество методик, использующих различные подходы к проблеме моделирования ветрового переноса примесей в атмосфере. Так, в реестре Европейского агентства по окружающей среде (European Environment Agency) по состоянию на 2000 год зарегистрировано 96 моделей.

Исторически первые модели распространения примеси в атмосфере были разработаны в 60-е и 70-е годы XX века и основывались на очень упрощенном решении уравнений переноса в переменных Эйлера.

Наибольшее распространение получили так называемые Гауссовы модели, эмпирически обобщающие точные решения уравнений переноса примесей в постоянном поле ветра. Практически во всем мире они положены в основу существующих нормативных методик, определяющих распространение в атмосфере промышленных выбросов, см. например, [2,3,4]. Эти модели просты и оперативны, поскольку не требуют больших объемов вычислений. Коэффициенты, входящие в формулы, определяются из статистики многочисленных наблюдений и экспериментов по распространению примесей.

Со временем эти модели (гауссовы или статистические модели переноса) были усложнены путем параметризации для учета новых и более сложных эффектов, таких как влияние застройки и рельефа местности. Этот подход использован во многих методиках и широко применяется в практике прогнозирования загрязнения атмосферы [2]. Отметим, что гауссовы модели описывают распространение примеси от точечных или линейных источников в небольшой пространственной области (порядка 5-10 км) с постоянными по времени метеорологическими условиями. Гауссовы модели плохо передают особенности рассеяния примеси в переменном поле скоростей и имеют определенные сложности при моделировании множественных, нестационарных и протяженных источников.

Основные методы расчета полей концентраций примеси в атмосфере

Методика РД-52. Данная методика разработана и служит нормативным документом для прогнозирования масштабов заражения сильнодействующими ядовитыми веществами (СДЯВ) при авариях (разрушениях) на химически опасных объектах и транспорте [5]. Методика распространяется на случай выброса СДЯВ в атмосферу в газообразном, парообразном или аэрозольном состоянии. Данная методика основана на описании простыми аналитическими выражениями результатов численного или аналитического (при упрощающих предположениях) решений уравнения диффузии с последующей подгонкой параметров под экспериментальные данные.

Масштабы заражения СДЯВ в зависимости от их физических свойств и агрегатного состояния рассчитываются для первичного и вторичного облаков:

- для сжиженных газов – отдельно для первичного и вторичного облака;
- для сжатых газов – только для первичного облака;
- для ядовитых жидкостей, кипящих выше температуры окружающей среды, – только для вторичного облака.

При этом определяются количественные характеристики выброса СДЯВ (эквивалентное количество вещества в первичном и вторичном облаках). Затем рассчитывается глубина зоны заражения, время подхода облака примеси к объекту, оценивается величина площади заражения и т. д.

Вычисления ведутся по элементарным формулам с использованием эмпирических коэффициентов, приведенных в приложениях к методике. Методика РД 52.04.253-90 использует эмпирические и малообоснованные соотношения, заметно завышающие реальные последствия аварий.

Существенный недостаток модели состоит в том, что поле концентрации загрязняющего вещества не вычисляется, а площадь зоны загрязнения определяется по грубой формуле, завышающей фактическое значение в несколько раз. Концентрация примеси по оси факела выброса тоже не вычисляется, в результате чего невозможно определить максимальное значение примеси.

Методика ОНД-86. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий – «ОНД-86» [2] была принята государственным комитетом СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды в 1986 году. Данный нормативный документ предназначен для расчета приземных концентраций загрязнений в двухметровом слое над поверхностью земли, а также вертикального распределения концентраций. Эти нормы должны были соблюдаться при проектировании предприятий, а также при нормировании выбросов в атмосферу реконструируемых и действующих предприятий.

Соответственно, при разработке методики решалась задача расчета максимально возможных значений приземной концентрации вредных веществ в заданной точке поверхности, которые достигаются, в частности, при соответствующих стратификациях атмосферы и при так называемой опасной скорости ветра.

В основе этой методики лежат численные решения уравнения турбулентной

диффузии и их последующая аналитическая аппроксимация [6,7]. Для расчетов используются аналитические выражения, в которых учитываются реальные профили скорости ветра и коэффициенты турбулентной диффузии в зависимости от высоты z с учетом температурной стратификации. Результаты расчета по данной методике соответствуют наибольшим значениям максимума приземной концентрации, достигаемым при соответствующей опасной скорости ветра. При этом рассчитываются концентрация вредных веществ C (мг/м³) на различных расстояниях x (м) от источника по оси факела выброса, горизонтальное и вертикальное распределение концентрации для различных скоростей ветра и разных метеорологических условий.

Цель, поставленная разработчиками этой методики, — создать единую для всего СССР модель (причем, не ориентированную на использование ЭВМ) — привела к необходимости принятия многочисленных приближений и допущений, которые заметно снизили достоинства результирующей методики. Прежде всего, отказ от учета конкретной реализуемой стратификации атмосферы делает проблематичным использование ОНД-86 для динамического моделирования распространения примеси.

Методика ТОКСИ-2. Сложности, связанные с решением уравнения диффузии и определением временных и пространственных зависимостей, входящих в него параметров привели к развитию альтернативного метода расчета распространения загрязнений в атмосфере – «гауссовой модели факела». Методика «Токси-2» [8] разработана для расчета концентрации токсичных веществ в атмосфере, вызванной промышленными выбросами и химическими авариями, и основана на «статистической» теории диффузии, в которой принимается, что распределение примеси вблизи точечного источника в разных направлениях описывается законом Гаусса.

Для практических расчетов распространения примеси в атмосфере при наличии ветра, дующего со скоростью u в направлении x , используется выражение, получаемое из обобщенной гауссовой модели факела [9]

$$C = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \quad (3)$$

где C – концентрация (кг/м³);

Q – мощность непрерывного точечного источника (кг/с);

H – эффективная высота источника;

y – расстояние в поперечном направлении от оси факела;

z – высота над уровнем земли.

Последнее слагаемое, соответствующее фиктивному отраженному источнику на глубине H под землей, описывает отражение факела от земли.

Следует отметить, что выражение (3) обобщенной гауссовой модели факела близко по своей форме к выражениям получаемым при решении стационарного полуэмпирического уравнения атмосферной диффузии с использованием факторизации решения диффузной задачи [6, 7], однако параметры, входящие в гауссову модель факела, имеют более прозрачный физический смысл и могут быть определены с большей точностью.

Развитие методов расчета

Скорость ветра u в уравнении (3) следует определять на уровне эффективной высоты источника H . Поскольку вблизи промышленного предприятия скорость ветра измеряется лишь на одном уровне y поверхности земли (обычно 10 м), необходимо экстраполировать результаты этих измерений вплоть до эффективной высоты источника. Из анализа современных моделей, позволяющих определить скорость ветра, наибольшим соответствием обладает следующая расчетная формула [2]

$$u(z) = u(z_1) \left(\frac{z}{z_1} \right)^p, \quad (4)$$

где $u(z_1)$ – измеренная скорость ветра на высоте z_1 .

Результаты оценки значений параметра p в зависимости от класса устойчивости атмосферы и параметра шероховатости поверхности z_0 приводятся в таблице [9]. Для уровней выше 100 м скорость ветра принимается равной ее значению на высоте 100 м.

Выбросы, поступающие из дымовых и вентиляционных труб, всегда обладают начальной скоростью и часто перегреты относительно окружающего воздуха. При слабом ветре отчетливо видно, что дым сначала распространяется почти вертикально вверх и только на некотором уровне, где усиливается ветер, начинает преобладать горизонтальный перенос. Создается впечатление, что источник выбросов как будто приподнят над трубой. Поэтому следует учитывать начальный подъем примеси ΔH и рассматривать вместо реального источника на высоте H некоторый условный источник, расположенный на более высоком уровне ($H_e = H + \Delta H$), обычно называемом эффективной высотой. Задача, таким образом, сводится к определению ΔH в зависимости от скорости ветра, перегрева примеси и других факторов.

В исходной гауссовой модели факела на основании эмпирического анализа наблюдений за дымовыми факелами было предложено следующее выражение для расчета начального подъема примеси

$$\Delta H = 1,54 \left(\frac{F}{u u_*^2} \right)^{2/3} H^{1/3}, \quad (5)$$

где u_* – динамическая скорость;

F – начальный поток плавучести, определяемый по формуле

$$F = \left(\frac{g}{T_s} \right) w_s r_s^2 (T_s - T_a), \quad (6)$$

где T_s – температура выбросов;

T_a – температура окружающего воздуха;

w_s – вертикальная скорость выбросов;

r_s – радиус источника (устья дымовой трубы).

Проведенный анализ данной методики путем сопоставления результатов модельных расчетов, показал достаточно сильную зависимость расчетных данных от значения эффективной высоты источника H_e . В связи с этим, для обеспечения более высокой точности результатов в работе [10] предложен модифицированный метод Гаусса расчета распространения примесей в атмосфере, в котором для расчета величины начального подъема примеси ΔH используется метод, развитый в работе [6]. Он основан на решении системы уравнений движения, притока тепла и энергии и определении значений скорости движения на оси струи w_m и температуры перегрева θ_m . На основе решения этой системы уравнений с учетом уравнения неразрывности получено следующее выражение для определения величины начального подъема примеси.

$$\Delta H = \frac{1,5 w_0 R_0}{u} \left(2,5 + \frac{3,3 g R_0 \Delta T}{T_a u^2} \right), \quad (7)$$

где u – скорость ветра на высоте флюгера;

R_0 – радиус устья трубы;
 w_0 и ΔT – скорость и перегрев выходящих газов;
 T_a – температура окружающего воздуха;
 g – ускорение свободного падения.

Значения стандартных отклонений $\sigma(x)$ и $\sigma(z)$ определяются из эмпирических данных, чаще всего, с помощью кривых Пэскувила-Гиффорда.

Как показано в работе [10], применение для описания начальных условий формулы (7) на близких расстояниях (до 10 км) уменьшает при расчетах относительную погрешность не менее чем в 3 раза, а средняя по всей трассе относительная погрешность расчетов не превышает 40 %.

Аналогично эффективной высоте источника H_e , при химических авариях температура и скорость испарения пролитой жидкости служат граничными условиями в задаче о рассеянии паров АХОВ в атмосфере и в значительной мере определяют результаты расчета. Кроме подвода тепла от подстилающей поверхности на кипение и испарение оказывают влияние перенос тепла из атмосферы, поглощение излучения Солнца и теплового излучения атмосферы, испускание излучения поверхностью жидкости, а также унос ветром пара от открытой поверхности жидкости. Комплексный учет всех процессов, определяющих температуру и скорость испарения пролитой жидкости выполнен в работе [11].

Если температура кипения пролитой жидкости ниже температуры окружающей среды, происходит интенсивное испарение перегретой жидкости. При этом температура жидкости понижается от температуры воздуха T_a до температуры кипения T_b , а масса образовавшегося пара m_G определяется выражением

$$m_G = m_{L0} \left\{ 1 - \exp \left[- \frac{C_L (T_a - T_b)}{L} \right] \right\}, \quad (8)$$

где m_{L0} – масса пролитой жидкости;
 L – удельная теплота парообразования;
 C_L – удельная теплоемкость жидкости.

Для большинства задач можно считать, что образовавшееся облако однородно по температуре, а ее величина T_v определяется следующим выражением

$$T_v = \frac{1}{m_G} \int_0^{m_G} T dm_G = \frac{\left(T_a - \frac{L}{C_L} \right) - \exp \left[- \frac{C_L}{L} (T_a - T_b) \right] \left(T_b - \frac{L}{C_L} \right)}{1 - \exp \left[- \frac{C_L}{L} (T_a - T_b) \right]}. \quad (9)$$

Скорость испарения не кипящей жидкости q' равняется произведению коэффициента переноса массы k_m на плотность пара ρ над ее поверхностью:

$$q' = k_m \rho = k_m \frac{p_v(T) \mu}{RT}, \quad (10)$$

где μ – молярная масса пара;

$p_v(T)$ – давление насыщенного пара, которое является известной функцией температуры жидкости T .

Выражение для коэффициента переноса массы k_m , полученное на основе анализа экспериментальных данных, представлено в работе [12].

В работе [11] получены выражения для расчета времени кипения жидкости за счет подвода тепла от внешних источников t_b и массы образовавшегося при этом пара m .

$$\sqrt{t_b} = \frac{\frac{\lambda(T_{-\infty} - T_b) S_g}{L\sqrt{a\pi}} \frac{S_a}{S_a}}{k_m \frac{p_v(T_b)\mu}{RT_b} - \frac{Q_a + Q_r}{L}}, \quad (11)$$

$$m = \frac{2\lambda(T_{-\infty} - T_b)}{L} \sqrt{\frac{t_b}{a\pi}} S_g + \frac{Q_a + Q_r}{L} S_a t_b, \quad (12)$$

где Q_a – поток тепла от окружающего воздуха;

Q_r – радиационный поток от Солнца и атмосферы;

S_a – площадь свободной поверхности испаряющейся жидкости;

S_g – площадь поверхности жидкости, контактирующей с почвой;

$T_{-\infty}$ – температура почвы на большой глубине;

a и λ – коэффициенты температуропроводности и теплопроводности почвы.

С помощью выражений (8) – (12) можно с достаточно высокой точностью рассчитать поступление в атмосферу паров от пролитой при аварии жидкости.

Промышленные источники загрязнений действуют, как правило, постоянно и для определения концентрации поллютантов используются выражения, полученные для стационарных источников загрязнения. В случае аварий источник действует короткое время и концентрацию загрязнителя приходится определять по приближенным формулам.

В общем случае, если источник загрязнения действует в промежуток времени от $t = 0$ до $t = t_1$, концентрация опасного вещества в момент времени t может быть определена по формуле

$$C_c(x, y, z, t, t_1) = \int_0^{t_1} C_i(x, y, z, t - t', q) dt'. \quad (13)$$

В работе [13] с учетом того, что подынтегральная функция описывает распределение Гаусса, этот интеграл решен методом перевала и получено аналитическое выражение для расчета концентрации загрязнителя

$$C_c(x, y, z, t, t_1) \approx C(x, y, z) \left[\operatorname{erf} \left(\frac{x - U(t - t_1)}{\sqrt{2}\sigma_x(t - t_1)} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{x - Ut}{\sqrt{2}\sigma_x(t)} \right) \right]. \quad (14)$$

Это выражение позволяет получать значения концентрации практически не отличающиеся от значений, получаемых путем численного решения интеграла (13). Методика «Токси-2», использующая формулу (3) для стационарного выброса, позволяет определить максимальные концентрации АХОВ в атмосфере, но не дает реальной картины пространственного поля концентрации АХОВ в случае конечного времени выброса. Положение переднего и заднего края облака в некоторый момент времени определяются в этой методике временем начала и конца испарения пролива и скоростью ветра, сносящего облако. Форма же облака совпадает с формой облака от стационарного выброса. Результаты расчета по формуле (14) дают качественно иную картину, которая является следствием учета влияния диффузии вдоль направления ветра, отраженного в формуле Гаусса для мгновенного выброса.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методика «Токси-2», основанная на гауссовой модели выброса химически опасных веществ и последующем распространении их в постоянном поле ветра обладает значительными преимуществами по сравнению с другими рассмотренными методиками.

- Параметры, входящие в гауссову модель факела, имеют прозрачный физический смысл и могут быть определены с большей точностью.
- Точность расчета поля загрязнения атмосферы с помощью «Токси-2» значительно превышает точность, получаемую при использовании других методик.
- Методика «Токси-2» может быть использована как для расчета заражения атмосферы и местности АХОВ при химических авариях, так и для расчета загрязнения атмосферы промышленными выбросами.

В последние годы разработаны более совершенные методы расчета параметров, существенно влияющих на точность расчета поля концентрации примеси в методике «Токси-2», которые значительно повысили точность расчета практически не усложнив саму процедуру. Повышение точности в расчете параметров достигнуто за счет более полного учета физических процессов в соответствующих математических моделях.

Выражение, предложенное для расчета высоты начального подъема примеси при промышленном загрязнении, основано на решении системы уравнений движения, притока тепла и энергии и определении значений скорости движения частиц на оси струи и температуры перегрева газа.

На основе баланса энергии, максимально полно учитывающего каналы подвода и расходования энергии, выполнен комплексный учет всех процессов, определяющих температуру и скорость испарения пролитой жидкости и получены аналитические выражения для их расчета.

Для источников загрязнения, действующих в течение конечного промежутка времени, учет влияния диффузии вдоль направления ветра позволил получить выражение, описывающее реальную форму облака загрязнения.

Таким образом, с учетом рассмотренных усовершенствований методика «Токси-2» может успешно использоваться для решения различных задач в области экологии и предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций.

ЛИТЕРАТУРА

1. Лошадкин, Н.А. Пробит-метод в оценке физиологически активных веществ при низких уровнях воздействия / Н.А. Лошадкин [и др.] // Рос. хим. журн. (ЖРХО). – 2002. – т. 16, № 6. – С. 63-67.
2. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий. – Общесоюзный нормативный документ. ОНД 86, ГОСКОМГИДРОМЕТ. Л-д, Гидрометеиздат, 1987.
3. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчета распространения радиоактивных веществ с АЭС и облучение окружающего населения // Безопасность в атомной энергетике: Нормативно-технический документ 38.220.56-84. М.: Энергоатомиздат, 1984. Т. 1. Ч. 1. – 52 с.
4. Hanna, S.E. Review of atmospheric diffusion models for regulatory applications. // WMO Techn. Note. 1982. # 177. – 42 p.
5. Методика прогнозирования масштабов заражения сильнодействующими ядовитыми веществами при авариях (разрушениях) на химически опасных объектах и транспорте. РД 52.04.253-90. Ленинград. Гидрометеиздат. 1989.
6. Берлянд, М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы / М.Е. Берлянд. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 448 с.
7. Берлянд, М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы / М.Е. Берлянд. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 328 с.

8. Методика оценки последствий химических аварий (Методика «Токси-2.2», утв. НТЦ «Промышленная безопасность», в сборнике «Методики оценки последствий аварий на опасных производственных объектах»: Сборник документов. Серия 27. Выпуск 2. М.:ГУП НТЦ «Промышленная безопасность», 2002. – 208 с.
9. Ньистадт, Ф.Т.М., Ван Дон, Х. Атмосферная турбулентность и моделирование распространения примесей.: Пер. с англ./ Под ред. А. М. Яглома. Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 348 с.
10. Лешенюк, Н.С. Расчет загрязнений атмосферы в Солигорском промышленном регионе / Н.С. Лешенюк, А.О. Саликов, В.М. Попов // Вестник Полоцкого государственного университета. сер.В. Прикладные науки. – 2005. – № 3. – С. 72-78.
11. Попов, В.М. Испарение химически опасных веществ с низкой температурой кипения / В.М. Попов, А.В. Ильюшонок, В.Л. Катков, Н.С. Лешенюк // Вестн. Командно-инженерного института МЧС Республики Беларусь. – 2012. – № 1(13). – С. 71-78.
12. Kawamura P.I., MacKay D., The Evaporation of volatile liquids / P.I. Kawamura , D. MacKay // J. of Hazardous Materials. – 1987. – Vol. 15. – P. 365-376.
13. Ильюшонок, А.В. К оценке концентрации опасных химических веществ в аварийных выбросах / А.В. Ильюшонок, В.С. Отчик // Вестн. Командно-инженерного института МЧС Республики Беларусь. – 2013. – № 1(17). – С. 4-12.