

УДК 614.841.123.24

Е.М. Гуліда, д-р техн. наук, проф.,  
А.А. РенкасЛьвівський державний університет безпеки життєдіяль-  
ності, м. Львів, Україна, e-mail: arthur.rencas@gmail.com

## ВПЛИВ ПОЖЕЖ НА ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Е.М. Hulida, Dr. Sci. (Tech.), Professor,  
A.A. RencasLviv State University of Life Safety, Lviv, Ukraine,  
e-mail: arthur.rencas@gmail.com

### FIRE DAMAGE OF ENVIRONMENT

**Мета.** Визначення ступеня забруднення навколишнього середовища від пожеж та його вплив на екологічну безпеку з розробленням методології зменшення шкідливих викидів шляхом зменшення часу вільного розвитку пожежі з вибором оптимального маршруту слідування пожежно-рятувальних підрозділів до місця події.

**Методика.** Розроблена аналітична модель масообміну для визначення викиду токсичних речовин до атмосфери при пожежі у приміщенні. Змодельовані основні параметри: кількість вуглекислого, чадного газу, соляної, синильної кислоти, оксидів азоту та акролеїну, що потрапляють до атмосфери при пожежі. Розроблена оптимізаційна модель вибору маршруту слідування до місця пожежі.

**Результати.** На основі інтегральної моделі пожежі отриманий аналітичний розв'язок диференціального рівняння матеріального балансу токсичних продуктів горіння при пожежі у приміщенні. Результати розрахунку за допомогою отриманої математичної моделі кількості шкідливих викидів показали, що в результаті пожеж у житлових та адміністративних будівлях виділяється значна кількість токсичних речовин, таких як чадний газ, соляна кислота, оксиди азоту, акролеїн та синильна кислота. При цьому приземна максимальна концентрація деяких речовин (соляної кислоти) при пожежах перевищує максимально разові гранично допустимі концентрації. Для того, щоб зменшити кількість шкідливих викидів, розроблена імітаційна модель вибору оптимального маршруту слідування до місця пожежі, що зменшує час вільного розвитку пожежі та викиди токсичних речовин до атмосфери.

**Наукова новизна.** Отримана аналітична модель, що дозволяє адекватно оцінити викиди токсичних речовин до атмосфери при пожежі у приміщенні, та оптимізаційна модель для зменшення кількості викидів цих речовин.

**Практична значимість.** На основі оптимізаційної моделі розроблений алгоритм та програмний продукт вибору оптимального маршруту слідування пожежних підрозділів до місця виклику (на прикладі Державної пожежно-рятувальної частини № 1 Галицького районного відділу Державної служби України з надзвичайних ситуацій м.Львів).

**Ключові слова:** інтегральна модель пожежі, токсичні продукти горіння, час вільного розвитку пожежі

**Постановка проблеми.** Щороку в Україні трапляється в середньому 65 тис. пожеж. Так, у 2012 році їх кількість становила 71443, у 2011 році – 60970, а у 2010 році – 62207. Із них 78% від загальної кількості пожеж становлять пожежі у спорудах житлового сектору, 1,5% – у торговельно-складських будівлях, 1% – у спорудах виробничого призначення, 1% – у соціально-культурних, громадських та адміністративних будівлях, 19,5% – на інших об'єктах. За даними Науково-дослідного інституту гірничорятувальної справи (НДІГС), на шахтах України щорічно відбувається від 15 до 40 ендегенних і від 50 до 80 екзогенних підземних пожеж, що призводять до викидів у навколишнє середовище токсичних речовин та завдають економічного збитку підприємствам у розмірі 25–80 млн грн. за рік. Крім того існує проблема з териконами, що горять. У Донецькому гірничопромисловому районі таких териконів налічується 390. Щодобово вони викидають 162 т. шкідливих газів.

Під час пожежі речовини та матеріали згорають не повністю та разом з частинами сажі потрапляють

до навколишнього середовища. Завдяки конвективним потокам та вітру токсичні продукти згорання, такі як вуглекислий газ, чадний газ, соляна кислота, потрапляють до атмосфери, що, у свою чергу, завдає шкоди людині та навколишньому середовищу. Кількість шкідливих речовин, що виділяються при пожежі з одиниці кількості горючих матеріалів, визначається в залежності від властивостей горючих матеріалів та призначення приміщення, в якому трапилася пожежа. При пожежах у вугільних шахтах виділяється велика кількість токсичних газів, включаючи двоокис вуглецю ( $\text{CO}_2$ ), метан ( $\text{CH}_4$ ), оксид азоту ( $\text{NO}_x$ ), оксид вуглецю ( $\text{CO}$ ) і діоксид сірки ( $\text{SO}_2$ ). За останніми оцінками тільки в Китаї в результаті пожеж у вугільних шахтах викиди вуглекислого газу складають приблизно 0,1–0,2% річного глобального викиду  $\text{CO}_2$ .

Для того, щоб визначити кількість вуглекислого, чадного газу, соляної кислоти, оксидів азоту та інших шкідливих речовин, що викидаються до атмосфери, необхідно розв'язати диференціальне рівняння матеріального балансу пожежі та рівнянь балансу токсичних продуктів згорання.

**Виділення невирішених проблем.** Більшість проблем, що стосуються екологічних збитків унаслідок пожеж, пов'язані з лісовими пожежами. Однак значних екологічних збитків завдають інші пожежі: підземні, пожежі на підприємствах та в містах. Для моделювання термогазодинамічних показників при пожежах на таких об'єктах використовуються три основні моделі пожеж: інтегральна, зонна та польова.

Проблемами термогазодинаміки при пожежах займалися такі вчені, як Ю.А. Кошмаров, І.С. Молчадський, М.Е. Копиленко, П.Г. Круковський, С.В. Пузач та інші. У напрямі прогнозування небезпечних факторів пожежі розроблено багато математичних моделей. Тому на основі даних досліджень можна у практичній діяльності визначити вплив пожеж на екологічну безпеку.

**Аналіз останніх досліджень.** На сьогоднішній день існує багато програмних продуктів, що дозволяють описувати процеси тепломасообміну при пожежах у приміщеннях. Вони базуються на польових моделях пожежі, що є найбільш універсальним з існуючих методів. Ця модель отримана на основі розв'язування рівнянь у частинних похідних, що описують фундаментальні закони збереження маси та енергії елементарної частини об'єму приміщення, що розглядається. Ці рівняння включають закон Стокса, закон теплопровідності Фур'є, закон дифузії, закон радіаційного переносу та ін., що наведені в роботах [1, 2]. На основі цієї моделі розроблено ряд комп'ютерних програм, що називаються CFD (Computational Fluid Dynamics) пакетами, оскільки їх реалізація потребує використання чисельних методів та обчислювальної техніки. Тому для спрощення при розрахунках використовують інтегральну модель пожежі у приміщенні, що дозволяє визначити середньооб'ємні параметри середовища. Вона базується на основі розв'язку системи диференціальних рівнянь, а саме: рівнянь збереження маси та енергії з урахуванням тепло- та масообміну у приміщенні. У роботі [3] отримані спрощені диференціальні рівняння для окремих випадків. Для вирішення проблеми, пов'язаної із забрудненням середовища внаслідок пожеж, ми обрали інтегральну модель пожежі, оскільки вона дозволяє адекватно оцінити показники масообміну з навколишнім середовищем при пожежі.

**Виділення невирішеної раніше частини загальної проблеми.** Інтегральна модель пожежі використовувалася для визначення середньооб'ємних показників газового середовища у приміщенні при пожежі. Невирішеною проблемою є визначення впливу пожеж на навколишнє середовище з використанням даної моделі.

**Формулювання мети роботи.** Метою роботи є визначення забруднення навколишнього середовища від пожеж та його вплив на екологічну безпеку з розробкою методології зменшення шкідливих викидів шляхом зменшення часу вільного розвитку пожежі з вибором оптимального маршруту слідування пожежно-рятувальних підрозділів до місця події.

**Викладення основного матеріалу.** Моделювання термогазодинамічних показників пожежі у приміщенні

на її початковій та розвинутій стадіях дозволяє визначити кількість токсичних продуктів згорання, що виділяються при пожежі та покидають приміщення через віконні та інші отвори. Для визначення середньооб'ємних показників (густина середовища, концентрація токсичних речовин та ін.) використовують інтегральну модель пожежі у приміщенні.

Для моделювання пожежі на початковій стадії представимо рівняння матеріального балансу пожежі як рівняння балансу для газового середовища у приміщенні [3]

$$\frac{d(\rho_i V)}{dt} = \psi \cdot L_i \cdot \eta - x_i \cdot n_i \cdot G_z,$$

де  $\rho_i$  – середньооб'ємна парціальна густина  $i$ -ого токсичного продукту горіння, кг/м<sup>3</sup>;  $V$  – об'єм приміщення, м<sup>3</sup>;  $\tau$  – час пожежі, с;  $\psi$  – швидкість вигорання горючого матеріалу під час пожежі, кг/с;  $L_i$  – стехіометричний коефіцієнт для  $i$ -ого токсичного газу (кількість токсичного газу, що виділяється при горінні одиниці матеріалу), кг/кг;  $\eta$  – коефіцієнт повноти згорання;  $x_i$  – середня масова доля  $i$ -ого токсичного продукту у приміщенні;  $n_i$  – коефіцієнт, що враховує відмінність концентрації  $i$ -ого токсичного продукту в газі, що покидає приміщення, до середньооб'ємної концентрації цих продуктів;  $G_z$  – розхід газу, що покидає приміщення, кг/с.

Приміщення, в якому виникла пожежа, не є абсолютно герметичним, середній тиск газів  $p_m$  усередині його залишається практично сталим і дорівнює тиску зовнішнього повітря. Тоді з достатньою точністю можна прийняти

$$\frac{dp_m}{dt} = 0; \rho_m t_m = \rho_0 t_0, \quad (1)$$

де  $\rho_m, t_m$  – середнє значення густини та температури середовища приміщення на початковій стадії пожежі відповідно;  $\rho_0, t_0$  – густина та температура середовища приміщення перед початком пожежі.

Можна прийняти, що коефіцієнт повноти згорання  $\eta$  та об'єм приміщення  $V$  залишаються незмінними. Концентрація продуктів горіння, що покидають приміщення, дорівнює середньооб'ємній концентрації, тоді коефіцієнт  $n_2$  буде рівний одиниці. Крім цього, треба врахувати частину теплового потоку, що переходить у стіни, стелю, підлогу

$$Q_{oz} = \varphi Q_{\Pi} = \varphi \eta \psi Q_H^P, \quad (2)$$

де  $Q_{oz}$  – сумарний тепловий потік, що переходить у стіни, стелю, підлогу, Вт;  $\varphi$  – коефіцієнт теплопоглинання;  $Q_{\Pi}$  – швидкість тепловиділення в полум'яній зоні осередку пожежі, Вт;  $Q_H^P$  – нижча теплота згорання, Дж/кг.

У цьому випадку диференціальне рівняння пожежі, з урахуванням припущення, що ізобарна теплоємність  $c_m$  буде дорівнювати ізобарній теплоєм-

ності  $c_{m0}$  перед початком пожежі ( $c_m = c_{m0} = \text{const}$ ), можна представити у вигляді

$$V \frac{d\rho_i}{d\tau} = \psi \cdot L_2 \cdot \eta - \frac{\rho_i}{\rho_m} \cdot G_z. \quad (3)$$

Рівняння енергії внаслідок виникнення пожежі буде

$$\eta \psi Q_n^p - c_m t_m G_z - Q_{oz} = 0. \quad (4)$$

На підставі залежності (4) та з урахуванням залежностей (1) і (2), отримуємо

$$G_z = \frac{\eta \psi Q_n^p (1 - \varphi)}{c_m \rho_0 t_0} \rho_m. \quad (5)$$

З урахуванням залежності (5), диференціальне рівняння пожежі (3) має вид

$$\begin{aligned} \frac{V d\rho_i}{d\tau} &= \psi L_i \eta - \frac{\rho_i}{\rho_m} \cdot \frac{\eta \psi Q_n^p (1 - \varphi)}{c_m \rho_0 t_0} \rho_m = \\ &= \psi L_i \eta \left( 1 - \frac{Q_n^p (1 - \varphi)}{c_m \rho_0 t_0 L_i} \rho_i \right). \end{aligned}$$

Для інтегрування цього диференціального рівняння необхідно розділити змінні та врахувати початкові умови, а саме: при  $\tau = 0$  значення  $\rho_i = 0$ . Після інтегрування та підстановки замість  $\psi$  добутку  $\psi_n \cdot S_{II}$ , тобто добутку питомої швидкості вигорання  $\psi_n$  ( $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ ) на площу пожежі  $S_{II}$  ( $\text{м}^2$ ), отримуємо

$$\rho_i = \frac{c_m \rho_0 t_0 L_i}{Q_n^p (\varphi - 1)} \cdot \left( \exp \left( \frac{\eta \psi_n S_{II} Q_n^p (\varphi - 1)}{c_m \rho_0 t_0 V} \tau \right) - 1 \right). \quad (6)$$

Для того, щоб визначити кількість  $i$ -го токсичного продукту горіння, що покидає приміщення та потрапляє до навколишнього середовища, скористаємось залежністю (5), урахувавши масову долю  $i$ -го токсичного продукту у приміщенні при пожежі.

$$G_{zi} = \frac{\rho_i}{\rho_m} G_z = \frac{\eta \psi Q_n^p (1 - \varphi)}{c_m \rho_0 t_0} \rho_i. \quad (7)$$

Визначимо середньооб'ємну парціальну густину токсичних продуктів горіння при пожежі у приміщеннях різного призначення за допомогою залежності (6).

Для прикладу визначимо кількість шкідливих речовин, що виділяються при пожежі в житловому або адміністративному приміщенні. Для житлових та адміністративних будівель приймають нижчу теплоту згорання – 13800кДж/кг, питому швидкість вигорання пожежного навантаження – 0,0145кг/( $\text{м}^2 \cdot \text{с}$ ). Маса виділення продуктів горіння з одиниці маси пожежного навантаження для житлових та адміністративних будівель наступна: вуглекислий газ

( $\text{CO}_2$ ) – 0,203кг/кг; чадний газ (CO) – 0,0022кг/кг; соляна кислота (HCl) – 0,014кг/кг; оксиди азоту ( $\text{NO}_x$ ) – 0,003кг/кг; акролеїн – 0,004кг/кг; синильна кислота (HCN) – 0,03г/кг.

Результати розрахунків кількості  $i$ -го токсичного продукту горіння, що покидає приміщення та потрапляє до навколишнього середовища за одиницю часу, з використанням залежностей (6) та (7), наведені на рис. 1–3. Розглянемо для прикладу витрати соляної кислоти, оксидів азоту та акролеїну.

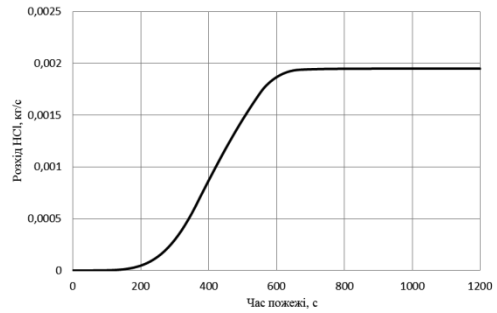


Рис. 1. Соляна кислота, що потрапляє до навколишнього середовища

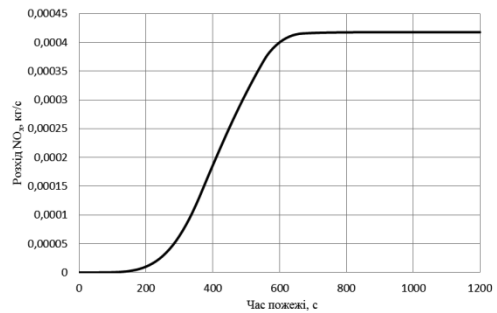


Рис. 2. Оксиди азоту, що потрапляють до навколишнього середовища

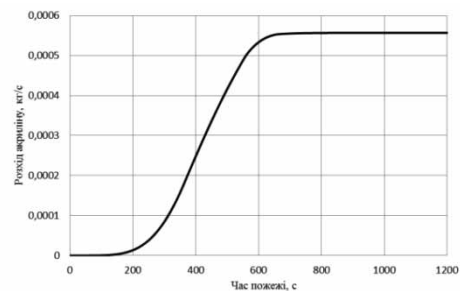


Рис. 3. Акролеїн, що потрапляє до навколишнього середовища

На рис. 1–3 видно, що на початковій стадії пожежі (до 10хв) вихід токсичних газів до навколишнього середовища, поступово зростає. Після 10 хвилин пожежі викиди токсичних речовин становлять: вуглекислий газ – 0,028кг/с (1008кг/год); чадний газ – 0,0003кг/с (1,08кг/год); соляна кислота – 0,0019кг/с (6,84кг/год); оксидів азоту – 0,0004кг/с (1,44кг/год); акролеїну – 0,00055кг/с (1,98кг/год); синильної кислоти –  $4 \cdot 10^{-3}$ г/с (14,4г/год). Отже, протягом пожежі,

що в середньому триває 45хв, приміщення покидає 64,6кг вуглекислого газу, 0,7кг чадного газу, 4,45кг – соляної кислоти, 0,95кг – оксидів азоту, 1,27кг – акролеїну та 9,5г синильної кислоти. При цьому значна кількість токсичних речовин залишається у приміщенні, які при гасінні пожежі також потрапляють до навколишнього середовища.

Проведемо розрахунок загальної маси викидів шкідливих речовин при горінні з урахуванням кількості горючого навантаження, що згорає за середній час тривалості пожежі в житловому приміщенні, кг

$$m = S_{II} \cdot \psi_n \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 2700 = 939,6;$$

$$m_{CO_2} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{CO_2} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,203 \cdot 2700 = 190,7;$$

$$m_{CO} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{CO} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,0022 \cdot 2700 = 2,1;$$

$$m_{HCl} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{HCl} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,014 \cdot 2700 = 13,1;$$

$$m_{NO_x} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{NO_x} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,003 \cdot 2700 = 2,8;$$

$$m_{акр} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{акр} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,004 \cdot 2700 = 3,8$$

та  $m_{HCN}$ , г

$$m_{HCN} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{HCN} \cdot \tau_{в.г.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,03 \cdot 2700 = 28,$$

де  $\tau_{в.г.}$  – час вільного горіння, с.

Визначимо кількість шкідливих викидів від пожеж у житловому секторі протягом року. Для цього масу шкідливих викидів, що потрапляють до навколишнього середовища протягом однієї пожежі, необхідно перемножити на середню кількість пожеж за рік ( $N_{II}$ ), тис.т.

$$M_{CO_2} = 11,4;$$

та інші, т.

$$M_{CO} = 124;$$

$$M_{HCl} = 789;$$

$$M_{акр} = 226;$$

$$M_{NO_x} = 169;$$

$$M_{HCN} = 1,7.$$

Порівняємо з викидами під час пожеж на териконах, що горять. Середня площа таких териконів складає 10га. Від неї 0,18% площі горить і виділяє до навколишнього середовища шкідливі речовини. У роботі [4] наведені результати дослідження процесу горіння териконів та кількості шкідливих викидів. Згідно з цими даними, середня площа горіння на териконах дорівнює 0,2% загальної його площі. Питома швидкість горіння вугілля, згідно з [3], дорівнює 0,025кг/с. Враховуючи те, що терикон у складі містить від 2 до 10% органічної складової, приймаємо значення питомої швидкості вигорання 0,0025кг/с. При горінні з кілограма вугілля виділяється 0,057кг  $SO_2$ , 0,247кг  $CO$  та 0,00395кг  $NO_x$  [5]. Визначимо середню кількість шкідливих речовин, що викидаються при горінні одного терикона за рік, тис.т./рік

$$m = S_{II} \cdot \psi_n \cdot \tau_{в.г.} =$$

$$= 180 \cdot 0,0025 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 = 2,84;$$

$$m_{CO} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{CO} \cdot \tau_{в.г.} =$$

$$= 180 \cdot 0,0025 \cdot 0,247 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 = 3,5$$

та інші, т./рік

$$m_{SO_2} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{SO_2} \cdot \tau_{в.г.} =$$

$$= 180 \cdot 0,0025 \cdot 0,0057 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 = 809;$$

$$m_{NO_x} = S_{II} \cdot \psi_n \cdot L_{NO_x} \cdot \tau_{в.г.} =$$

$$= 180 \cdot 0,0025 \cdot 0,00395 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365 = 56.$$

Якщо розрахувати кількість пожеж на всіх териконах Донецького регіону, що горять, отримаємо наступні викиди, тис.т./рік

$$M_{SO_2} = m_{SO_2} \cdot k = 809 \cdot 123 = 99,5;$$

$$M_{CO} = m_{CO} \cdot k = 3,5 \cdot 123 = 430,5;$$

$$M_{NO_x} = m_{NO_x} \cdot k = 56 \cdot 123 = 6,9,$$

де  $k$  – кількість териконів у Донецькій області, що горять.

Згідно з даними управління екологічного та геологічного моніторингу Мінекології України, до атмосфери щороку потрапляє 30тис.т. діоксиду сірки  $SO_2$ , 1842тис.т. чадного газу  $CO$ , 285тис.т. оксидів азоту та 5т. бенз(а)пірену. Під час горіння териконів на Донеччині тільки чадного газу виділяється 5,4% від загальної кількості викидів по Україні.

Розглянемо висоту конвективної колонки при виході продуктів горіння через отвір при пожежі у приміщенні. Для цього необхідно знати розміри полум'я, що виходить з отворів. Дана методика описана в документі ДСТУ-Н EN 1991-1-2:2010[6]. Згідно з методикою [6], висота полум'я визначається за наступною залежністю

$$L_L = \sqrt{L_H^2 + \frac{h_{eq}^2}{9}},$$

де  $L_L$  – горизонтальна проекція полум'я, м;  $h_{eq}$  – середнє зважене значення висоти вікон в усіх стінах, м.

Горизонтальна проекція полум'я:

- у разі наявності стіни над вікном визначається за формулами

$$L_H = h_{eq}/3, \text{ якщо } h_{eq} \leq 1,25w_t;$$

$L_H = 0,3h_{eq}(h_{eq}/w_t)^{0,54}$ , якщо  $h_{eq} > 1,25w_t$  та відстань до будь-якого іншого вікна  $> 4w_t$ ;

$L_H = 0,454h_{eq}(h_{eq}/2w_t)^{0,54}$  в інших випадках, де  $w_t$  – сумарна ширина вікон в усіх стінах, м;

- у разі відсутності стіни над вікном визначається за формулою

$$L_H = 0,6h_{eq}(L_L/h_{eq})^{1/3}.$$

Розглянемо пожежу в житловому приміщенні розмірами 6х4м з отвором 2х1,5м.

$$L_H = \frac{h_{eq}}{3} = \frac{2}{3} = 0,66;$$

$$L_L = \sqrt{0,66^2 + \frac{2^2}{9}} = 0,94.$$

$$K_{HCl} = 0,025 > [K_{HCl}] = 0,023;$$

$$K_{NO_x} = 0,0055 < [K_{NO_x}] = 0,2;$$

$$K_{акр} = 0,0074 < [K_{акр}] = 0,1;$$

$$K_{HCN} = 5,5 \cdot 10^{-5} < [K_{HCN}] = 0,1.$$

Провівши розрахунки, отримаємо висоту полум'я – 0,94м. Висота колонки, у середньому, у 20–30 разів більша за висоту полум'я  $H_k$ . У даному випадку середнє її значення дорівнює 23,5м.

Відстань, на яку розповсюджуються продукти горіння, залежить від швидкості вітру та дорівнює добутку швидкості вітру на середній час пожежі  $L = V_{в.с.} \cdot \tau_{в.с.}$ . Середня швидкість вітру дорівнює 6м/с, тоді середня відстань, на яку розносяться шкідливі речовини, дорівнює  $L = 6 \cdot 2700 = 16200$ м.

Визначаємо об'єм, на який розповсюджуються шкідливі речовини, перемноживши висоту колонки на 2/3 ширини отвору, через який виходять шкідливі речовини, та на відстань, на яку розносяться ці речовини. Тоді середній об'єм дорівнює  $V_{р.ш.р.} = 507\ 600 \text{ м}^3$ .

Визначимо концентрацію шкідливих речовин,  $\text{г/м}^3$

$$K_{CO_2} = \frac{m_{CO_2}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{190,7 \cdot 1000}{507600} = 0,375;$$

$$K_{CO} = \frac{m_{CO}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{2,1 \cdot 1000}{507600} = 0,004;$$

$$K_{HCl} = \frac{m_{HCl}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{13,1 \cdot 1000}{507600} = 0,025;$$

$$K_{NO_x} = \frac{m_{NO_x}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{2,8 \cdot 1000}{507600} = 0,0055;$$

$$K_{акр} = \frac{m_{акр}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{3,8 \cdot 1000}{507600} = 0,0074;$$

$$K_{HCN} = \frac{m_{HCN}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{28}{507600} = 5,5 \cdot 10^{-5}.$$

Гранично допустимі концентрації (ГДК) даних речовин наведені в таблиці.

Таблиця

Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин

Назва шкідливої речовини	ГДК $[K_i]$ , $\text{г/м}^3$
CO <sub>2</sub>	110
CO	1,16
HCl	0,023
NO <sub>x</sub>	0,2
Акролеїн	0,1
HCN	0,1

Перевіряємо чи концентрація шкідливих речовин у повітрі не перевищує гранично допустимі значення,  $\text{г/м}^3$

$$K_{CO_2} = 0,375 < [K_{CO_2}] = 100;$$

$$K_{CO} = 0,004 < [K_{CO}] = 1,16;$$

Як бачимо концентрація більшості шкідливих речовин не перевищує гранично допустимих, окрім викидів соляної кислоти (HCl). При відсутності вітру концентрація всіх шкідливих речовин перевищить гранично допустимі.

Загальна площа, на яку розповсюджуються шкідливі речовини при пожежі, дорівнює сумі площ розповсюдження шкідливих речовин усіх пожеж. У даному випадку її середнє значення дорівнює  $972 \text{ км}^2$ . Площа України дорівнює  $603628 \text{ км}^2$ . Отже, 0,16% площі України забруднюються внаслідок пожеж у житлових будівлях.

Для того, щоб зменшити кількість шкідливих викидів до атмосфери, необхідно зменшити час вільного розвитку пожежі. Час вільного розвитку складається з декількох складових: часу до виявлення пожежі в містах (8–14хв); часу збору та виїзду пожежно-рятувального підрозділу, що складає 1хв; часу слідування до місця пожежі; часу оперативного розгортання. Останній залежить від кількості відділень, кількості стовпів, кількості гідрантів та поверху, на якому виникла пожежа [7], і, у середньому, дорівнює 10хв.

Час слідування до місця пожежі суттєво впливає на її тривалість, особливо в містах в умовах переважання автотранспортними засобами вулично-дорожньої мережі. У деяких випадках час слідування до місця виклику сягає 20 хвилин. Це пов'язане з великими габаритними розмірами пожежної техніки (автомобілів) та невдалим обранням маршруту слідування до місця пожежі. Зона обслуговування пожежної частини повинна знаходитися в радіусі 3км, але, у деяких випадках, радіус може бути більшим. Тому, основними заходами зі зменшення часу вільного розвитку пожежі є використання мобільної пожежної техніки та вибір оптимального маршруту руху.

При прямуванні пожежних автомобілів вулицями міста час слідування до місця виклику збільшується за рахунок затримки на перехрестях. Затримка транспорту на перехрестях залежить від багатьох факторів. Зокрема, цей час залежить від того чи перехрестя регульоване, чи нерегульоване, циклу регулювання, інтенсивності руху на головній та другорядній дорозі, що, у свою чергу, суттєво залежить від періоду доби.

Час затримки транспортного засобу на регульованому світлофорами перехресті визначається за залежністю Вебстера

$$\tau_{з.мп} = \frac{T_{ц}(1-\lambda)^2}{2(1-\lambda x)} + \frac{x^2}{2N(1-x)} - 0,65 \left( \frac{T_{ц}}{N^2} \right)^{\frac{1}{3}} x^{(2+5\lambda)}, \quad (8)$$

де  $T_{ц}$  – цикл регулювання, с;  $\lambda$  – відношення тривалості дозвільного сигналу до циклу;  $N$  – інтенсив-

ність руху транспортних засобів у напрямку, що розглядається, од/с;  $x$  – ступінь насичення фази.

Ступінь насичення фази – це показник, що показує відношення середньої кількості автомобілів, які прибувають на перехрестя, до кількості автомобілів, що можуть через нього проїхати

$$x = \frac{N_n \cdot T_{ц}}{M_n \cdot \tau_0},$$

де  $N_n$  та  $M_n$  – інтенсивність руху та потік насичення в даному напрямку, од/с;  $\tau_0$  – тривалість основного такту (дозвільного сигналу).

Потік насичення залежить від радіусу повороту  $R$  на перехресті та визначається:

- для однорядного руху

$$M_i = \frac{1800}{1 + \frac{1,525}{R}};$$

- для дворядного руху

$$M_n = \frac{3000}{1 + \frac{1,525}{R}}.$$

Перша частина залежності (8) враховує затримку при регулярному прибутті транспортних засобів до перехрестя, друга частина враховує випадковий характер прибуття. Третя частина – коригувальний член.

При виїзді на перехрестя з другорядної дороги на головну час затримки визначається з урахуванням прискорення та сповільнення руху автомобіля

$$\tau_{з.пр} = \frac{e^{N_z \cdot t_{zp}} - N_z \cdot t_{zp} - 1}{N_z - N_0(e^{N_z \cdot t_{zp}} - N_z \cdot t_{zp} - 1)} + \frac{v_a}{7,2} \left( \frac{1}{a_z} + \frac{1}{a_p} \right), \quad (9)$$

де  $N_z$  та  $N_0$  – інтенсивність руху на головній та другорядній дорозі, од/с;  $a_z$  та  $a_p$  – сповільнення (гальмування) та прискорення (розгін) руху, м/с<sup>2</sup> ( $a_z=3...4$ м/с<sup>2</sup>,  $a_p=1...1,5$ м/с<sup>2</sup>);  $v_a$  – швидкість автомобіля у вільних умовах, км/год;  $t_{zp}$  – граничний інтервал часу, що залежить від виду маневру (при перетині дороги з двома смугами для руху  $t_{zp}=6-8$ с, при повороті наліво 10–13с, при повороті направо 4–7с).

Для того, щоб обрати оптимальний маршрут слідування, необхідно визначити прогнозований час слідування до місця пожежі на всіх маршрутах у даному напрямку з урахуванням часу затримки на перехрестях та часу доби. Для цього нами розроблена імітаційна модель з використанням методу Монте-Карло. На кожен напрямок руху нами обрано по три маршрути. Алгоритм виконання програмою вибору маршруту руху зображений на рис. 4–9.

На рис. 4 зображений алгоритм введення та уточнення даних. Після введення вхідних даних до блоку 1 виконується занулювання циклів роботи системи у блоці 2. У блоці 3 генеруються випадкові числа в

межах [0;1] із кроком 0,2. У блоці 4 присвоюється номер циклу. Після цього у блоці 5, з урахуванням випадково числа, визначається довжина маршруту слідування. У блоці 6 уточнюються всі значення інтенсивності руху на вулицях з урахуванням коефіцієнта, що враховує час доби.

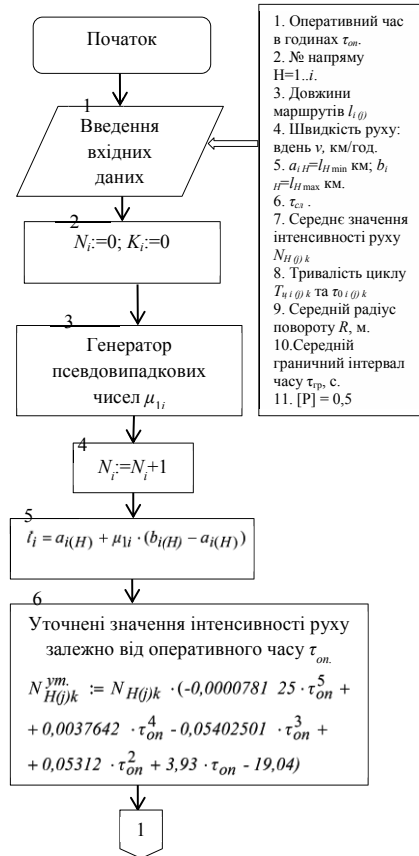


Рис. 4. Блок-схема алгоритму введення та уточнення даних

На рис. 5 та 6 зображений алгоритм розрахунку часу слідування на кожному маршруті. За допомогою блоків 7 та 8 порівнюється довжина маршруту руху обчисленого у блоці 5 з існуючими довжинами за вибраним напрямком та обирається маршрут, на якому визначається час слідування. Залежно від обраного програмою маршруту, за допомогою блоків 9, 10 або 11 обчислюється значення затримки руху на кожному перехресті на вибраному маршруті. У блоці 12, 13 або 14 обчислюється час слідування за даним маршрутом.

На рис. 7. зображена блок-схема алгоритму визначення критерію оптимізації та порівняння поточної ймовірності з допустимим значенням. За допомогою блоку 14 розраховується критерій оптимізації. У блоці 16, у разі, якщо кількість циклів не перевищує 1, повторно проводяться розрахунки. У разі, якщо критерій оптимізації у другому і наступних циклах більший від попереднього, тоді блок 16 повертає програму на наступний цикл. В іншому випадку у блоці 17, 18 та 19 відбувається порівняння поточної ймовірності з допустимим значенням.

Якщо значення поточної ймовірності більше від допустимого значення, у блоці 20 відбувається порівняння часу слідування за всіма трьома маршрутами та вибір найкоротшого з них. Після цього видається на друк назва напрямку руху, обраного маршруту, довжина цього маршруту та прогнозований час слідування.

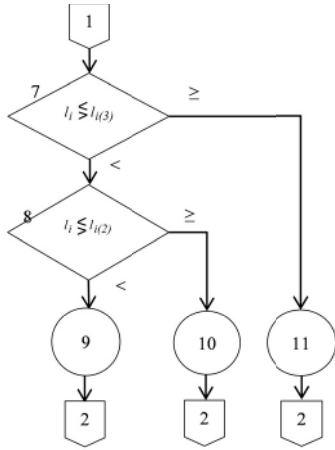


Рис. 5. Блок-схема алгоритму вибору маршруту, для якого визначається час слідування

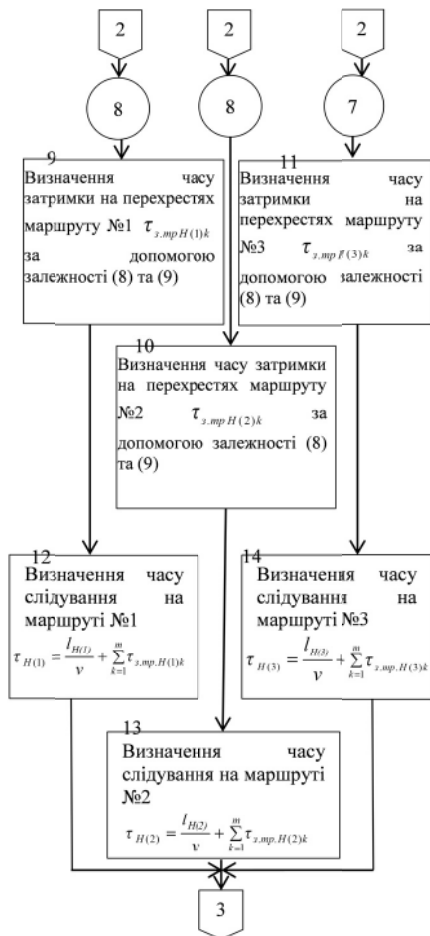


Рис. 6. Блок-схема алгоритму визначення часу слідування для всіх маршрутів за напрямком

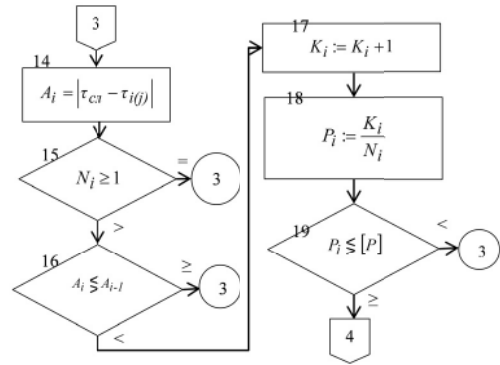


Рис. 7. Блок-схема алгоритму визначення критерію оптимізації та порівняння поточної ймовірності з допустимим значенням

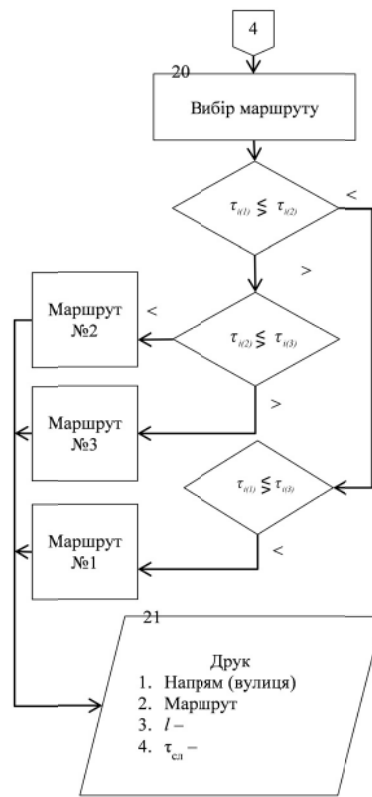


Рис. 8. Блок-схема алгоритму вибору оптимального маршруту руху

На основі даного алгоритму розроблений програмний продукт у системі Microsoft Visual Studio 2012 для роботи в середовищі Windows 7 для визначення оптимального маршруту слідування для п'яти напрямків району виїзду Державної пожежно-рятувальної частини №1 міста Львів.

Після проведення обчислень прокладається маршрут та вказується прогнозований час слідування до місця виїзду (рис. 9).

Розрахунки за допомогою даної програми для обраних напрямків слідування показали, що при виборі оптимального маршруту руху час слідування буде меншим від звичного від 2,5 до 5 хвилин.

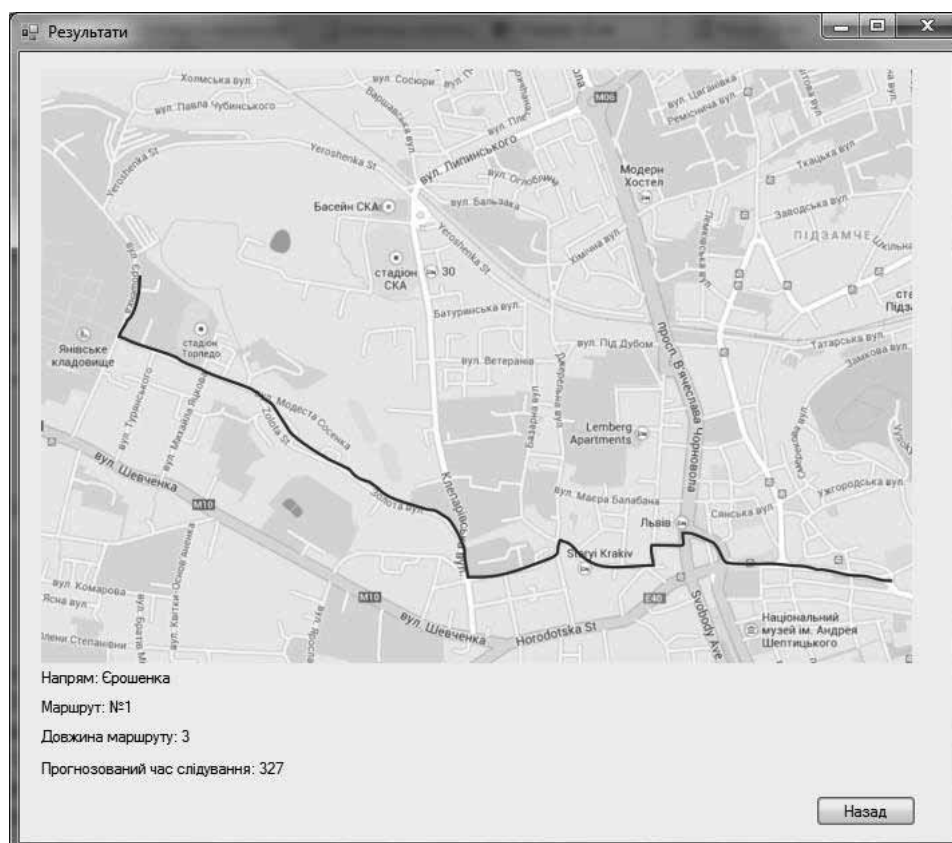


Рис. 9. Результати обчислення та маршрут слідування в робочому вікні

Враховуючи, що час вільного горіння зменшується на 5хв, розрахуємо масу викидів соляної кислоти ( $HCl$ ), кг, та її концентрації в зоні розповсюдження хмари,  $г/м^2$

$$m_{HCl} = S_{П} \cdot \psi_n \cdot L_{HCl} \cdot \tau_{в.з.} = 24 \cdot 0,0145 \cdot 0,014 \cdot 2400 = 11,7;$$

$$K_{HCl} = \frac{m_{HCl}}{V_{р.ш.р.}} = \frac{11,7 \cdot 1000}{507600} = 0,023.$$

Як бачимо, маса викидів від однієї пожежі зменшується на 1,4кг, а її концентрація зменшується до  $0,023г/м^3$ , що дорівнює гранично допустимій концентрації. Концентрація інших речовин не перевищує ГДК.

Загальний економічний збиток від пожеж у житловому секторі дорівнює 477млн 763тис.грн щороку. У середньому на одну пожежу прямі матеріальні збитки становлять 7,962тис.грн. Якщо час вільного горіння зменшиться на 5хв, то матеріальні збитки зменшаться на 11,1%, тобто прямі збитки від пожежі складуть 7,078тис.грн. Тоді загальний збиток від пожеж у житловому секторі складе 424млн 678тис.грн, а економічний ефект – 53млн 85тис.грн.

**Висновки та перспективи розвитку напрямку.** На основі інтегральної моделі пожежі отриманий аналітичний розвиток диференціального рівняння концентрації токсичних речовин при пожежі у приміщенні та розроблена математична модель для визначення кількості токсичних продуктів, що потрапляють до ат-

мосфери. Встановлено, що за рік унаслідок пожеж у житлових та адміністративних будівлях виділяється 11,4тис.т. вуглекислого газу, 124т. оксиду вуглецю, 789т. соляної кислоти, 169т. оксидів азоту, 226т. акролеїну та 1,7т. синильної кислоти.

Використовуючи дані, отримані при розрахунках викидів, що потрапляють до повітря, та дані щодо розповсюдження хмари викидів, встановлено, що при пожежі в житловому приміщенні утворюється хмара об'ємом  $507,6тис.м^3$ , в якій концентрація соляної кислоти ( $HCl$ ) перевищує ГДК.

Розроблена оптимізаційна модель вибору маршрутів слідування, що дозволяє зменшити час слідування пожежних підрозділів до місця пожежі до 5хв, зменшити концентрацію шкідливих речовин у повітрі на 8% та зменшити економічні збитки на 53млн 85тис.грн за рік.

Перспективами розвитку напрямку є створення програмних продуктів на основі даного алгоритму для інших районів та населених пунктів.

#### Список літератури / References

1. Рыжов А.М. Дифференциальный (полевой, CFD) метод моделирования пожаров / А.М. Рыжов; под. общ. ред. Н.Н. Брушлинского и А.Я. Корольченко // Моделирование пожаров и взрывов. – М.: Ассоциация „Пожнаука“, 2000. – С. 25–88.

Ryzhov, A.M. (2000), “Differential (field, CFD) fire modeling method”, *Modeling of fires and explosions*, Association “Pozhnauka”, Moscow, pp. 25–88.



2. Cox, G. (1995), *Combustion Fundamentals of Fire*, Academic Press, London, GB.

3. Кошмаров Ю.А. Прогнозирование опасных факторов пожара в помещении / Кошмаров Ю.А. – М.: Академия ГПС МВД России, 2000. – 118 с.

Koshmaro, Yu.A. (2000), *Prognozirovaniye opasnykh faktorov pozhara v pomeshchenii* [Prediction of Indoor Fire Hazards], Academia HPS MVD Rossii, Moscow, Russia.

4. Ніколенко М.О. Зменшення забруднення навколишнього середовища породними відвалами / М.О. Ніколенко, С.О. Воробйов, К.О. Нетребіна // Вісті Автомобільно-дорожнього інституту. – 2006. – № 2(3) – С. 528–538.

Nikolenko, M.O., Vorobiov, Ye.O., Netrebina, K.O. (2006), “Reducing pollution caused by waste dumps”, *Visti Avtomobilno-dorozhnohoi nstytutu*, Gorlivka, no. 2(3), pp. 528–538.

5. Бесценный И.В. Исследование особенностей горения коксов смесей углей различной степени метаморфизма: материалы VIII Всероссийской конференции с международным участием „Горение твердого топлива“ / И.В. Бесценный, Н.И. Дунаевская, А.И. Топал // Институт теплофизики им. С.С. Кутателадзе СОРАН. – 2012 г. – С. 181–187.

Bestsenyi, I.V., Dunaievckaia, N.I., Topal, A.Y. (2012), “Investigation of the features of burning coke coal mixtures of varying degrees of metamorphism”, *VIII Russian Conference with International Participation “Burning Solid Fuels”*, Institut teplofiziki imeni S.S. Kutateladze SO RAN, pp. 181–187.

6. EN 1992-1-2:2004 Eurocode 2: Design of concrete structures, Part 1-2: General rules, Structural fire design.

7. Войтович Д.П. Підвищення ефективності функціонування пожежно-рятувальних підрозділів у процесі ліквідації пожеж у містах: автореф. дис. на здоб. наук. ступ. канд. техн. наук / Войтович Д.П. – Львів, 2011. – 20 с.

Voitovych, D.P. (2011), “Improving the efficiency of fire-rescue units during fire suppression in cities”, Abstract of the Cand. Sci. (Tech.) dissertation, Lviv, Ukraine.

**Цель.** Определение степени загрязнения окружающей среды от пожаров и его влияние на экологическую безопасность с разработкой методологии уменьшения вредных выбросов путем уменьшения времени свободного развития пожара с выбором оптимального маршрута следования пожарно-спасательных подразделений к месту происшествия.

**Методика.** Разработана аналитическая модель массообмена для определения выброса токсичных веществ в атмосферу при пожаре в помещении. Смоделированы основные параметры: количество углекислого, угарного газа, соляной, синильной кислоты, оксидов азота и акролеина, попадающие в атмосферу при пожаре. Разработана оптимизационная модель выбора маршрута следования к месту пожара.

**Результаты.** На основе интегральной модели пожара полученное аналитическое решение дифференциального уравнения материального баланса токсичных продуктов горения при пожаре в помещении. Ре-

зультаты расчета с помощью полученной математической модели количества вредных выбросов показали, что в результате пожаров в жилых и административных зданиях выделяется значительное количество токсичных веществ, таких как угарный газ, соляная кислота, оксиды азота, акролеин и синильная кислота. При этом приземная максимальная концентрация некоторых веществ (соляной кислоты) при пожарах превышает максимально разовые предельно допустимые концентрации. Для уменьшения количества вредных выбросов разработана имитационная модель выбора оптимального маршрута следования к месту пожара, что уменьшает время свободного развития пожара и выбросы токсичных веществ в атмосферу.

**Научная новизна.** Получена аналитическая модель, которая позволяет адекватно оценить выбросы токсичных веществ в атмосферу при пожаре в помещении, и оптимизационная модель для уменьшения количества выбросов этих веществ.

**Практическая значимость.** На основе оптимизационной модели разработан алгоритм и программный продукт выбора оптимального маршрута следования пожарных подразделений к месту вызова (на примере Государственной пожарно-спасательной части № 1 Галицкого районного отдела Государственной службы Украины по чрезвычайным ситуациям г.Львов).

**Ключевые слова:** интегральная модель пожара, токсичные продукты горения, время свободного развития пожара

**Purpose.** To determine the amount of pollution of the environment by fires and their impact on ecological safety, and to develop the methods of reduction of polluting emissions by reducing the time of free development of fire due to selection of the optimal route for fire-rescue units to the incident site.

**Methodology.** Analytical mass transfer model was developed for determination of emission of toxic substances into the atmosphere during an indoor fire. Main parameters were simulated: the number of carbon dioxide, carbon monoxide, hydrochloric, hydrocyanic acid, acrolein and nitrogen oxides entering the atmosphere during a fire. The optimization model was developed to select the route of the fire-rescue units to the fire location.

**Findings.** Based on the integrated model of fire we have solved analytically the differential equation of material balance of toxic combustion products in an indoor fire. The results of calculation of emission using the mathematical model showed that as a result of fire in residential and administrative buildings a significant amount of toxic substances goes to the atmosphere. And the maximum surface concentration of some substances (hydrochloric acid) exceeds the short-term exposure limit. To reduce emissions we have developed a simulation model for selection of optimal route to the fire, which reduces the free development of fire and toxic emissions into the atmosphere.

**Originality.** The analytical model allows us to assess the emissions of toxic substances into the atmosphere during an indoor fire adequately and optimize the model to reduce the emissions.

**Practical value.** It was developed an algorithm and software for selecting optimal route for fire-rescue units the fire location based on the optimization model (on the example of the State Fire-Rescue Station Number 1 Galician Regional Department of the State Service of Ukraine for Emergency Situations of Lvov).

**Keywords:** *integrated model of fire, toxic products of combustion, time of free development of a fire*

*Рекомендовано до публікації докт. техн. наук А.Д. Кузиком. Дата надходження рукопису 23.09.13.*

УДК 541.18.045: 628.165

**Н.Д. Гомеля, д-р техн. наук, проф.,  
И.Н. Трус, Я.В. Радовенчик**

Национальный технический университет Украины „Киевский политехнический институт“, г.Київ, Україна,  
e-mail: inna.trus.m@gmail.com

## ВЛИЯНИЕ СТАБИЛИЗАЦИОННОЙ ОБРАБОТКИ ВОДЫ НА СЛАБОКИСЛОТНОМ КАТИОНИТЕ В КИСЛОЙ ФОРМЕ НА КАЧЕСТВО НАНОФИЛЬТРАЦИОННОГО ОПРЕСНЕНИЯ ШАХТНОЙ ВОДЫ

**M.D. Gomelya, Dr. Sci. (Tech.), Professor,  
I.M. Trus, I.V. Radovenchik**

National Technical University of Ukraine “Kyiv Polytechnic Institute”, Kyiv, Ukraine, e-mail: inna.trus.m@gmail.com

## INFLUENCE OF STABILIZING WATER TREATMENT ON WEAK ACID CATION EXCHANGE RESIN IN ACIDIC FORM ON QUALITY OF MINE WATER NANOFILTRATION DESALINATION

**Цель.** Оценка эффективности процесса нанофильтрации при опреснении водных растворов в зависимости от их ионного состава и рН среды, с учетом перспективы стабилизационной обработки воды на слабокислотном катионите в кислой форме и переработки концентратов реагентным методом при создании малоотходной технологии кондиционирования слабоминерализованных вод.

**Методика.** Процесс нанофильтрации проводили в ячейке объемом 1,0дм<sup>3</sup>, куда предварительно помещали нанофильтрационную мембрану ОПМН-П (рабочая площадь – 113,04см<sup>2</sup>). Степень отбора пермиата составляла 70%, рабочее давление варьировали в пределах 0,20–0,40МПа. В пермиате определяли содержание сульфатов, хлоридов, кальция, магния, жесткость, щелочность и рН среды.

**Результаты.** Исследовано извлечение сульфат-ионов и ионов жесткости на мембране ОПМН-П. Показано влияние рН на процесс очистки слабоминерализованных вод. Определено влияние давления на производительность и селективность мембраны по сульфатам и ионам жесткости.

**Научная новизна.** Определена зависимость производительности и селективности мембраны по хлоридам, сульфатам, гидрокарбонатам и ионам жесткости от рабочего давления, реакции среды и ионного состава раствора. Установлено, что эффективность извлечения ионов жесткости и сульфатов возрастает при повышении рН от 4 до 9, а селективность мембраны по ионам жесткости повышается с увеличением содержания сульфатов.

**Практическая значимость.** Определение условий эффективной очистки воды от сульфатов и ионов жесткости методом нанофильтрации позволит решить проблему эффективной очистки шахтных вод, содержащих, преимущественно, сульфаты и ионы жесткости. При этом эффективная стабилизационная обработка воды позволит существенно повысить объемы очищенных вод при сокращении объемов жидких отходов, утилизация которых является сложной проблемой.

**Ключевые слова:** *шахтные воды, баромембранные процессы, концентрат, мембрана, нанофильтрация, опреснение воды, пермиат*

**Постановка проблемы.** В горной промышленности (угольной, горнорудной и нерудных материалов) попутно с добычей полезных ископаемых забирается вода, объем которой в несколько раз превышает объем ее потребления промышленными предприятиями

отрасли. Поэтому невозможно создать бессточные системы на горнодобывающих предприятиях.

Постоянный переход горных работ на более глубокие горизонты приводит к увеличению объемов и загрязнения различными веществами попутно забираемых вод. Требования к качеству очистки сточных вод при выпуске в водоемы, а также при следующем использовании шахтных вод, обуславливают широ-