

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет кібербезпеки, комп'ютерної та програмної інженерії

Кафедра комп'ютерних інформаційних технологій

ДОПУСТИТИ ДО ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри

\_\_\_\_\_ Аліна САВЧЕНКО

“ \_\_\_\_\_ ” \_\_\_\_\_ 2021 р.

## **ДИПЛОМНА РОБОТА**

**(ПОЯСНЮВАЛЬНА ЗАПИСКА)**

ВИПУСКНИЦІ ОСВІТНЬОГО СТУПЕНЯ

**“МАГІСТР”**

ЗА ОСВІТНЬО-ПРОФЕСІЙНОЮ ПРОГРАМОЮ “ІНФОРМАЦІЙНІ

УПРАВЛЯЮЧІ СИСТЕМИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ”

**Тема: “ Алгоритм прогнозування небезпечних хімічних сполук в  
районі аеропорту ”**

**Виконавиця:** Слободяник Катерина Володимирівна

**Керівник:** к.т.н., доцент Моденов Юрій Борисович

**Нормоконтролер:** \_\_\_\_\_ Ігор РАЙЧЕВ

**Київ – 2021**

# НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет кібербезпеки, комп'ютерної та програмної інженерії

Кафедра комп'ютерних інформаційних технологій

Галузь знань, спеціальність, освітньо-професійна програма: 12  
“Інформаційні технології”, 122 “Комп'ютерні науки”, “Інформаційні управляючі системи та технології”

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

\_\_\_\_\_ Аліна САВЧЕНКО

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2021р.

## ЗАВДАННЯ

**на виконання дипломної роботи студентки**

Слободяник Катерини Володимирівни

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. **Тема роботи:** «Алгоритм прогнозування небезпечних хімічних сполук в районі аеропорту» затверджена наказом ректора від 12.10.2021 р. за № 2228/ст.
2. **Термін виконання роботи:** з 12.10.2021 р. по 31.12.2021 р.
3. **Вихідні дані до роботи:** мова програмування MATLAB C/C++ Math Library.
4. **Зміст пояснювальної записки:** аналіз структури та принципів побудови систем моніторингу повітря, розробка програмного блоку для вирішення прямої та зворотної задач прогнозування концентрацій домішок в атмосфері, проведення та аналіз результатів моделювання.
5. **Перелік обов'язкового ілюстративного матеріалу:** Слайди презентації MS Powerpoint: результати рішення прямої та зворотної задач визначення концентрації домішок в атмосфері, скріншоти результатів моделювання.

## 6. Календарний план-графік

<i>№ з/п</i>	<i>Завдання</i>	<i>Термін виконання</i>	<i>Підпис керівника</i>
1.	Дослідження та аналіз предметної області використання	12.10.2021– 15.10.2021	
2	Опрацювання інформації за тематикою дипломного проекту	18.10.2021– 20.10.2021	
3	Аналіз систем моніторингу якості повітря	20.10.2021– 22.10.2021	
4	Обзор математичних моделей та методів прогнозування розповсюдження домішок в турбулентній атмосфері	25.10.2021– 03.11.2021	
5	Розробка програмного блоку, проведення та аналіз результатів моделювання	04.11.2021 – 17.11.2020	
6	Написання пояснювальної записки дипломного проекту	17.11.2021– 30.11.2020	
7	Оформлення та друк пояснювальної записки.	02.12.2021 – 11.12.2021	
8	Підготовка демонстраційного матеріалу та доповіді	12.12.2021 – 20.12.2021	

7. Дата видачі завдання: 12.10.21 р.

Керівник дипломної роботи \_\_\_\_\_ Юрій МОДЕНОВ  
(підпис керівника)

Завдання прийняла до виконання \_\_\_\_\_ Катерина СЛОБОДЯНИК  
(підпис випускниці)

## РЕФЕРАТ

Пояснювальна записка до дипломної роботи " Алгоритм прогнозування небезпечних хімічних сполук в районі аеропорту ": 104 сторінки, 30 рисунків, 5 таблиць, 46 використаних джерел, 5 додатків.

**Мета дипломної роботи** – прогнозування поля концентрації небезпечних сполук у повітрі за результатами вимірювань, отриманих на спостережних пунктах систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки аеропортів.

**Об'єкт дослідження** – напівемпіричні математичні моделі процесу розповсюдження домішок в земній атмосфері.

**Предмет** – зворотні задачі визначення основних параметрів джерела викиду небезпечної домішки в атмосферу за результатами окремих вимірювань з пунктів спостереження систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки в аеропортах.

**Методи дослідження** – методи імітаційного моделювання, аналіз напівемпіричних математичних моделей розповсюдження домішки в турбулентній атмосфері, чисельні методи аналізу (метод послідовних ітерацій).

**Результат проекту** – Розроблено методичний підхід та прикладна програма визначення положення та потужності джерела викиду небезпечних домішок за результатами моніторингу якості атмосферного повітря.

**Ключові слова:** НЕБЕЗПЕЧНІ СПОЛУКИ, СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ, КОНЦЕНТРАЦІЯ ДОМІШКИ, ГАУСОВА МОДЕЛЬ, ПАРАМЕТРИ ДЖЕРЕЛА ВИКИДУ, ЗВОРОТНА ЗАДАЧА, ТУРБУЛЕНТНА ДИФУЗІЯ.

## ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	7
ВСТУП.....	8
РОЗДІЛ 1. ПРИЗНАЧЕННЯ, ФУНКЦІЇ, СТРУКТУРИ ТА ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ СИСТЕМ МОНІТОРИНГУ ПОВІТРЯ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ АЕРОПОРТІВ .....	12
1.1. Стратегії захисту аеропортів від потенційних загроз, включаючи загрози радіаційного, хімічного, біологічного характеру .....	12
1.2. Планування і функціонування систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки в місцях розташування аеропортів .....	19
1.3. Аналіз призначення та функцій систем моніторингу якості повітря небезпечними домішками .....	24
1.4. Структура та принципи побудови сучасних локальних систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками хімічного, радіаційного та біологічного характеру .....	28
1.5. Проблемні питання функціонування локальних систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками радіаційної, хімічної, біологічної природи. Постановка задачі дослідження. ....	36
Висновок до розділу 1.....	39
РОЗДІЛ 2. АНАЛІЗ ПІДХОДІВ ДО МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ПЕРЕНОСУ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ.....	41
2.1. Процеси переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі .....	41
2.2. Рішення диференціальних рівнянь турбулентної дифузії.....	46
2.3. Приклади моделювання прямих задач переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі.....	52
Висновок до розділу 2.....	63
РОЗДІЛ 3. АЛГОРИТМ РІШЕННЯ ЗВОРОТНОЇ ЗАДАЧІ ВІДНОВЛЕННЯ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦІЙ ДОМІШОК В АТМОСФЕРІ ПО ДАНИМ МОНІТОРИНГУ .....	65

3.1. Аналіз зворотних задач для відновлення поля концентрації домішок у повітрі за даними з датчиків систем моніторингу якості повітря.....	65
3.2. Постановка задачі ідентифікації джерела домішок у повітрі аеропорту від зовнішніх джерел викидів для ближньої зони моніторингу.....	74
3.3. Моделі функції осадження, вертикальної та горизонтальної дисперсій домішок в атмосфері.....	80
3.4 Алгоритм рішення зворотної задачі ідентифікації джерела домішок в атмосфері по даним моніторингу.....	87
Висновок до розділу 3.....	95
ВИСНОВКИ.....	97
СПИСОК БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ.....	100

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

АЕС – атомна електростанція

НС – надзвичайна ситуація

РХБ – радіаційний, хімічний, біологічний

СП – спостережний пост

НМТД – напівемпірична модель турбулентної дифузії

СППР – система підтримки прийняття рішень

ДВ – джерело викиду

ЛСМ – локальна система моніторингу

ГДК – гранично допустима концентрація

МАГАТЕ – Міжнародне агентство з атомної енергетики

ХНО – хімічно-небезпечний об'єкт

## ВСТУП

В сучасному світі з міграцією великих мас людей, складною інфраструктурою, великою кількістю збройних конфліктів та можливістю доступу різноманітних неурядових, нелегальних груп до нових, особливо небезпечних матеріалів та речовин різко виросли загрози радіаційного, хімічного біологічного характеру.

Ці загрози мають різну природу - техногенну, людську, терористичну, військову, тощо, проте об'єднує їх той факт, що вони потребують швидкого реагування. Невірні, необґрунтовані рішення можуть обернутися великою кількістю жертв та значними матеріальними втратами.

В цих умовах уряди провідних країн приділяють велику увагу до об'єктів критичної інфраструктури, до яких відносяться і аеропорти. Встановлення систем моніторингу стану радіаційної, хімічної, біологічної обстановки на цих об'єктах та прилеглої до них території розпочалося порівняно недавно – близько 15 років тому, хоча елементи таких систем, зокрема за незаконним перевезенням небезпечних речовин та матеріалів давно впроваджені та успішно працюють.

Системи моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки потребують розвинутого математичного апарату і програмного забезпечення для збору та аналізу інформації від різноманітних сенсорів контролю за станом повітря, води, систем життєзабезпечення, а також підтримки прийняття управлінських рішень в швидкоплинній обстановці та при підготовці операторів таких систем до реагування на загрози різноманітного характеру.

Актуальність теми. На теперішній час розроблено досить велику кількість моделей для прогнозування наслідків аварій, терористичних актів, збройних конфліктів, факторів природного походження (епідемій). Всі вони ґрунтуються на розвинутому математичному апараті теорії розповсюдження домішок в турбулентній атмосфері та її наближеннях, що описуються напівемпіричними диференційними рівняннями параболічного типу. Як правило, ставиться задача пошуку розподілу концентрації домішок в атмосфері на основі параметрів про джерело викиду цих домішок та іншій інформації, зокрема про стан атмосфери. Це



пряма задача, для якої розроблено багато варіантів рішень. Найбільш розповсюджені серед них базуються на математичних моделях Гаусового та Лагранжевого типів.

Разом з тим, дуже часто інформація про параметри джерела викиду домішок в атмосферу є неповною, або взагалі відсутньою. Тому порівняно недавно виник клас нових, зворотних задач для моделювання розповсюдження шкідливих домішок в атмосфері. Їх суть полягає у відновленні інформації про параметри джерела викиду домішок в атмосферу на основі результатів спостережень (моніторингу) за якістю атмосферного повітря в окремих точках земної поверхні. Проте до цього часу відповідні задачі остаються маловивченими.

Таким чином задача визначення параметрів джерела викиду, зокрема його координат та потужності, по результатам визначення концентрацій домішок в окремих точках спостережень є актуальною та становить прикладний інтерес.

Ступінь розробки проблеми. Розвитку математичного апарату, побудові математичних моделей процесів турбулентної дифузії в атмосфері, вирішенні на їх основі задач з визначення поля концентрацій домішок, їх динаміці у просторі та часі присвячено велику кількість робіт. Великий вклад в вивчення процесів переносу та розсіяння домішок в атмосфері внесли М.Е.Берлянд, С.С.Зеліткевич, Г.И.Марчук, А.С.Монін, Ю.А.Ізраєль, Н.Л.Визова, А.Е.Алоян, А.М.Яглом, Л.А.Петросян, В.Н.Новинов, Е.К.Гаргер, Ф.Т.Ньюстадт, Р.Вайнерді, Ф.Гіффорд, С.Хан, Ж.Р.Махоні, Б.А.Іган, О.Г.Фокс та багато інших

Значно менший обсяг літератури маємо по вирішенню зворотних задач розповсюдження домішок в турбулентній атмосфері. Активно у цьому напрямку працювали і працюють В.Зуєв, А.Старченко, Т. Колодій, Е. Лоскутова, Е. Семенчина, М.Кузякін, А.Пененко, К. Роджерс, А.Дойч, Т. Траутман, І.Ентинг та інші.

На даний час є успіхи в рішенні зворотних задач на великих масштабах (сотні і тисячі кілометрів), де для відновлення параметрів викиду домішок в атмосферу застосовують метод зворотних траєкторій. Є також підходи для визначення одного з параметрів (потужність, висота викиду, коефіцієнти дифузії, тощо), проте на даний

час відсутня методика для одночасного визначення координат та потужності джерела викиду.

Мета і завдання дослідження. Метою дослідження є прогнозування поля концентрації небезпечних домішок у повітрі за результатами вимірювань, отриманих на спостережних пунктах систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки аеропортів.

Завдання дослідження:

- Аналіз призначення, функцій, структури та принципів побудови систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками в районі розташування аеропортів;
- Обзор та вивчення математичних моделей та методів прогнозування розповсюдження небезпечних домішок в турбулентній атмосфері;
- Математична постановка задачі дослідження;
- Розробка програмного блоку для вирішення прямої та зворотної задач прогнозування поля концентрацій небезпечних домішок в земній атмосфері;
- Проведення та аналіз результатів моделювання.

Об'єктом дослідження є напівемпіричні математичні моделі процесу розповсюдження домішок в земній атмосфері.

Предметом дослідження зворотні задачі визначення основних параметрів джерела викиду небезпечної домішки в атмосферу за результатами окремих вимірювань з пунктів спостереження систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки в аеропортах.

Методи дослідження: В роботі були використані методи імітаційного моделювання, аналіз напівемпіричних математичних моделей розповсюдження домішки в турбулентній атмосфері, чисельні методи аналізу (метод послідовних ітерацій).

Наукова новизна одержаних результатів: Розроблено методичний підхід та прикладна програма визначення положення та потужності джерела викиду небезпечних домішок за результатами спостереження якості атмосферного повітря.

Практичне значення одержаних результатів. Створено прикладні програмні продукти для визначення коефіцієнтів осадження домішки та дифузії в залежності від класу стійкості атмосфери, розміру часток, висоти викиду та швидкості вітру у приземному шарі атмосфери. Відповідні коефіцієнти застосовуються у прикладних задачах моделювання розповсюдження домішки у приземному шарі атмосфери. Розроблено програмний продукт для вирішення прямої (визначення поля концентрації домішки) та зворотної (визначення координат та потужності джерела викиду домішок) задач для імітаційного моделювання процесу розповсюдження домішок в атмосфері у ближній від джерела викиду зоні – до 30 км. Відповідні програмні продукти можуть бути застосовані у пунктах управління систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки в районах аеропортів та для навчання операторів управління такими системами.

# РОЗДІЛ 1. ПРИЗНАЧЕННЯ, ФУНКЦІЇ, СТРУКТУРИ ТА ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ СИСТЕМ МОНІТОРИНГУ ПОВІТРЯ В РАЙОНІ РОЗТАШУВАННЯ АЕРОПОРТІВ

## 1.1. Стратегії захисту аеропортів від потенційних загроз, включаючи загрози радіаційного, хімічного, біологічного характеру

Як свідчить практика, аеропорти з їх інфраструктурою і персоналом, а також розміщені там літальні апарати стають привабливою мішенню на випадок різноманітних надзвичайних подій. Вони як правило розташовані поблизу густонаселених районів з розвинутою хімічною, атомною та мікробіологічною промисловістю, що значно підвищує ризик їх потрапляння в зону дії небезпечних хімічних сполук різноманітної природи та походження в разі аварій на таких об'єктах. Прикладами можуть бути аварії на АЕС в Чорнобилі, Фукусімі, аварія на хімічному підприємстві у місті Бхопал (Індія) та багато інших.

Наступне джерело ризику для аеропортів – терористичні дії з застосуванням вибухових пристроїв, а також радіоактивних матеріалів, небезпечних хімічних та біологічних речовин. Терористів притягує велика скупченість людей в аеропортах, ймовірні високі рівні летальності їх атак та міжнародний резонанс і вплив на ділову активність, який такі атаки спричиняють.

Інше джерело ризику – епідемії різноманітних небезпечних хвороб. Аеропорти є місцем з великою ймовірністю завезення таких епідемій в країни та їх швидкого розповсюдження. Останній приклад реалізації такого ризику – вірус SARS CoV-2, що спричинив епідемію хвороби - COVID-19.

Наступний об'єкт потенційної небезпеки для аеропортів – військові конфлікти різноманітної природи і інтенсивності. При цьому аеропорти та їх злітні смуги представляють великий інтерес для супротивника, як місце розміщення чужої

Кафедра КІТ (47)				НАУ 21.36.70 000 ПЗ			
Виконавиця	Слободяник К.В.			ПРИЗНАЧЕННЯ, ФУНКЦІЇ, СТРУКТУРИ ТА ПРИНЦИПИ ПОБУДОВИ СИСТЕМ МОНІТОРИНГУ ПОВІТРЯ	Літера	Аркуш	Аркушів
Керівник	Моденов Ю.Б.					12	29
Консультант					УС-212М 122		
Н.Контроль	Райчев І.Е.						

військової авіації, або місце для захвату з подальшим прийомом вже своїх літаків. Свіжі приклади в Україні – від захвату аеропорту в Сімферополі до боїв за аеропорти у містах Донецьк та Луганськ. Причому небезпека полягає у тому, що дуже часто ці військові акції проводяться у все ще діючих аеропортах з великою скупченістю пасажирів та персоналу.

Ще одна загроза походить від контрабанди товарами, куди входять небезпечні або заборонені до вільного доступу небезпечні радіаційні, хімічні, біологічні матеріали. Такі матеріали можуть бути використані, в тому числі терористами для виготовлення зброї масового ураження. Вони також становлять окрему небезпеку для персоналу аеропорту, пілотів та пасажирів в ході їх не санкціонованого переміщення.

Інфраструктура аеропортів сама по собі є потенційним джерелом небезпеки, так як в роботі цих складних систем використовується до прикладу велика кількість різноманітних хімічних реагентів, паливо, тощо, які також зберігаються на території аеропортів. Аварії на таких об'єктах можуть мати дуже важкі наслідки, так як ці об'єкти знаходяться безпосередньо в чорті аеропортів.

Як показує такий досить поверхневий огляд, в багатьох з цих випадків небезпеку будуть становити радіаційні, хімічні, біологічні агенти, а також вибухові суміші і речовини. Тому стратегії захисту від них є однією з важливих тем перспективного розвитку аеропортів.

Відомо, що в Україні знаходиться приблизно 1810 народногосподарських об'єктів, на яких зберігається та використовується в інтересах виробництва більш ніж 283 тисячі небезпечних хімічних речовин, в тому числі 9,8 тис. тон хлору та 178 тисяч тон аміаку. Ці об'єкти, за ступеню небезпеки для навколишнього середовища та людей розділені на чотири рівня. Найбільш небезпечний з них – перший рівень небезпеки, що включає в себе 76 об'єктів. В зонах можливого хімічного зараження кожного з них проживає приблизно 75 тисяч осіб.

До другого рівня небезпеки відноситься 60 об'єктів. В разі аварії кожного з них, можливе створення хмари отруйних речовин, під дію якої можуть потрапити від 40 до 75 тисяч осіб.

Об'єкти третього рівня небезпеки найбільш численні. Всього їх налічується трохи більше 1100 одиниць. В зоні небезпеки у разі аварії кожного з них можуть попасти близько 40 тисяч осіб.

Нарешті четвертий клас об'єктів є «найменш» небезпечним. В разі аварії хмара ураження токсичними речовинами не вийде за межі таких об'єктів. Всього їх налічується приблизно 550 одиниць.

Разом в зонах потенційного хімічного зараження цих об'єктів проживає близько 20 мільйонів осіб та знаходяться всі великі аеропорти України.

Нарешті існує ще один поділ районів проживання людей у зонах потенційної небезпеки – адміністративно-територіальний. За цим поділом до першого ступеню небезпеки віднесено 154 адміністративно-територіальних одиниці (в зоні ураження більше 50% населення), до другого ступеню небезпеки – 47 районів з ризиком ураження від 30 до 50% населення. Нарешті до третього рівня небезпеки належить 108 адміністративно-територіальних одиниць, де в зону ураження небезпечних хімічних об'єктів може потрапити від 10 до 30% населення.

Крім того в Україні знаходиться 5 атомних станцій (з них 4 діючі) з 18 атомними блоками (з них 15 діючі). Є в наявності також дослідницькі ядерні реактори та об'єкти мікробіологічної промисловості. Всі вони представляють загрозу для населення в разі надзвичайних ситуацій на них.

Одним з основних підходів до захисту аеропортів від загроз радіаційного, хімічного, біологічного характеру є підхід, що заснований на оцінці ризиків. На даний час існує кілька визначень поняття ризик. Деякі з цих визначень наведені в роботі [1]. При цьому дуже часто віддають перевагу визначенню, даному У.Роуї [2] де ризик представляється як добуток ймовірності негативної події на величину можливого збитку від неї. Тобто в найбільш простому випадку можемо записати:

$$R = P \times F \quad (1.1)$$

де  $P$  – ймовірність виникнення негативної події, що може становити загрозу для штатного функціонування аеропорту, а  $F$  – можливі негативні наслідки від такої події. Як правило  $F$  є комплексним показником, проте найчастіше його величину визначають у людських втратах і (або) фінансових збитках.

Важливо відзначити, що навіть значна негативна подія не обов'язково призводить до негативних наслідків для інших об'єктів, навіть якщо вони розташовані порівняно близько до джерела цієї події. Тому (1.1) більш коректно записати у вигляді:

$$R = P \times G(P, F) \times F \quad (1.2)$$

де  $G(P, F)$  - деяка «передаточна функція», що характеризує вплив джерела негативної події на об'єкт, що підлягає захисту. Саме такий підхід є результативним при вивченні можливих стратегій захисту аеропортів від можливих техногенних, природних або людських факторів, дії яких можуть призвести до виникнення джерела радіаційного, хімічного, біологічного зараження. При цьому повітря є саме тим переносником, тією «передаточною функцією», що може спричинити або навпаки відвести ризик ураження людей в зоні потенційної небезпеки від джерела зараження.

Таким чином визначення (1.1) більш доцільно використовувати для локальних негативних подій, що можуть виникнути на території аеропорту. Наприклад такою подією може бути пожежа, або ж терорист, якому вдалося пройти повз системи контролю. Для зовнішніх негативних подій, як то терористичний акт або аварія за межами аеропорту більш доцільно використовувати формулу (1.2).

Ризик-орієнтований підхід дозволяє будувати можливі сценарії надзвичайних ситуацій (Рис. 1.1) та оцінювати їх вплив на аеропорт.

Основними чинниками, що формують можливий негативний сценарій для об'єкту є спускова подія, що грає роль "тригера" (аварія, теракт, тощо). Місце її виникнення, характер та спосіб виникнення визначають об'єкт події, а мішень – навколишні об'єкти, що є вразливими для такої події. Об'єкт події може бути зовнішнім до аеропорту (наприклад розташоване поруч хімічне підприємство), або знаходитися всередині аеропорту. Кожна подія, спосіб її реалізації визначає свої ризики для мішені – "рецептора" цієї події. Нарешті ступінь впливу цієї події на мішень визначаються певним набором зовнішніх по відношенню до цієї події факторів, для прикладу рельєфом місцевості та структурно-функціональною схемою

мішені, набором кліматичних та природних факторів, рівнем підготовки та можливостями захисних ресурсів, тощо.

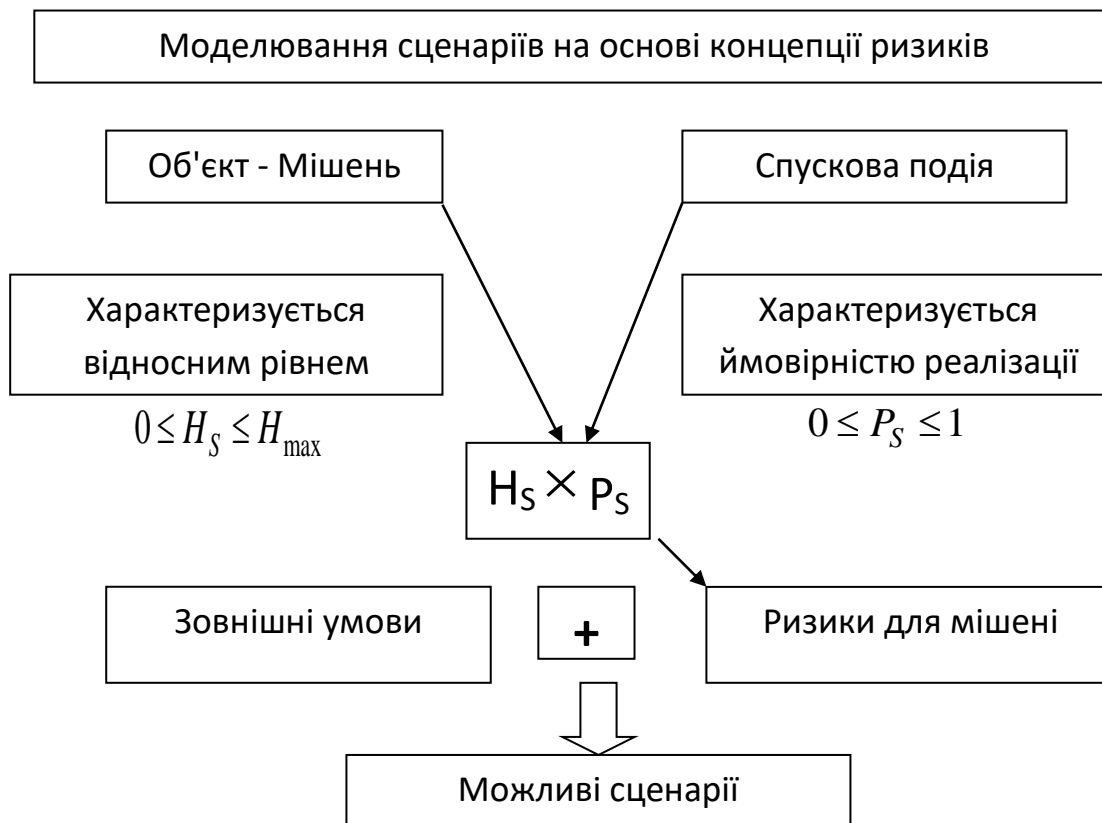


Рис.1.1. Структурна схема побудови варіантів сценаріїв надзвичайних ситуацій

З засобів масової інформації відомо, що країни Європейського Союзу для захисту своїх аеропортів від загроз радіаційного, хімічного, біологічного характеру застосовують змішані стратегії з проактивного і реактивного підходів. Реактивний підхід фактично є пошуком оптимальної стратегії дій в залежності від типу надзвичайної події і ситуації, що склалася на об'єкті охорони. Задача цього підходу – мінімізувати наслідки від негативної події, а самі дії під час мінімізації цих наслідків часто носять ситуативний характер. В основі реактивного підходу – аналіз попередніх випадків надзвичайних ситуацій в аеропортах та інших схожих за функціоналом об'єктах, пошук закономірностей в таких подіях, оцінках ефективності дій персоналу та способів його покращення у майбутньому, доведення до автоматизму дій при певних ситуаціях по заздалегідь заготовлених алгоритмах.



На відміну від реактивного проактивний підхід є більш сучасним і направлений на попередження негативного розвитку ситуації. Такий підхід потребує нелінійного аналізу ситуацій, що є наслідком зростання складності сучасних технічних систем та технологічних процесів у них, синергетичними ефектами, що виникають у таких системах. Моделювати та прогнозувати можливі сценарії розвитку надзвичайних ситуацій у таких системах вкрай складно, проте поступово появляються нові підходи та розвивається математичний апарат для такого класу задач.

Таким чином, проактивний підхід можливо описати як адаптивне управління зі зворотнім зв'язком, що націлене на раннє виявлення при знаків та запобігання надзвичайних ситуацій. У крайньому випадку, якщо запобігти такому негативному розвитку сценарію неможливо, то є певний проміжок часу, протягом якого можливо провести комплекс захисних заходів на об'єкті, зокрема евакуювати персонал та пасажирів, що перебувають на ньому. При цьому як правило, для виявлення ризиків, їх оцінки, застосовуються комплексні підходи, що базуються на експертних методах та системах, а також на порівняно нових методах та підходах штучного інтелекту, як то нейронні мережі, генетичні алгоритми, "роєвий" інтелект, великі дані, рефлексивні алгоритми, тощо.

Сценарний аналіз та моделювання ситуацій являються частиною проактивного підходу до управління ризиками, за допомогою якого будуються можливі варіанти розвитку надзвичайних ситуацій на об'єктах аеропорту, суміжних об'єктах та навколишньому середовищі. При цьому виявляються вразливі елементи інфраструктури, ключовий персонал, дії якого можуть привести до непоправимих наслідків, межі та обмеження на управлінські рішення, які є ризикованими в ході їх реалізації. Аналізуються і минулі надзвичайні ситуації, які як правило організовані в бази даних і знань та є частиною моделюючих комплексів. Такі комплекси в свою чергу є складовими систем підтримки прийняття рішень, якими комплектуються всі сучасні системи моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки, що встановлюються в аеропортах.

Проактивний підхід до планування та управління діями в разі викидів радіаційної або хімічної домішки у повітря передбачає наступні заходи:

- визначення можливих схем опалення, вентиляції та кондиціонування повітря, блокування окремих приміщень, схем евакуації персоналу та пасажирів аеропортів в залежності від можливих сценаріїв негативного розвитку надзвичайної ситуації;

- процедури для локалізації і контролю зараження з метою попередження забруднення питної води та продуктів харчування;

- визначення конфігурації, схем розміщення, можливостей з виявлення та алгоритмів роботи, закупівля і встановлення засобів моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки. Всі зазначені параметри з одного боку визначають основні тактико-технічні характеристики систем моніторингу, їх чутливість, надійність, тощо, а з іншої ціни – доступність і вартість таких систем;

- навчання і тренування персоналу до можливих варіантів реагування на різноманітні сценарії розвитку надзвичайних ситуацій, виявлення природних індикаторів що сигналізують про можливість наявності у повітрі, воді, їжі радіаційного, хімічного, біологічного агента, та оперативному реагуванню на відповідні сигнали;

- активну координацію дій з місцевими органами влади, силами реагування на надзвичайні ситуації, іншими підприємствами та організаціями (медичними, правоохоронними, аварійно-пошуковими, лабораторіями з проведення хіміко-біологічних та радіаційних аналізів, тощо), що можуть бути задіяні в ліквідації наслідків надзвичайної ситуації.

Стратегії захисту аеропортів від потенційних загроз у країнах Європейського Союзу рекомендують мати у наявності конкретний план дій на випадок надзвичайних ситуацій радіаційного, хімічного, біологічного характеру, включаючи заходи з дегазації і дезінфекції. Важливо також мати можливості контролю стану пасажирів на всіх етапах польоту.

В кожному аеропорту необхідно передбачити можливості з виявлення, захисту і реагування на ризики радіаційного, хімічного, біологічного характеру. Визначити

можливості з локалізації та дегазації (дезактивації, дезінфекції) і санітарної обробки людей і обладнання, що опинилося в зоні зараження в залежності від типу небезпеки та конкретного агенту, в тому числі з метою непоширення розповсюдження забруднення. Стратегія реагування передбачається як останній рубіж або крайній захід, на випадок якщо всі зусилля з виявлення та завчасного попередження загрози будуть марними.

В аеропортах деяких країн з великим пасажиропотоком, зокрема в Сінгапурі, для більш швидкої реакції на можливі інциденти та надзвичайні події радіаційного, хімічного, біологічного характеру розміщують мережу спеціалізованих лабораторій. Ці лабораторії працюють під егідою єдиного експертного центру, здатного надати кваліфіковані рекомендації на випадок різноманітних варіантів надзвичайних ситуацій.

Таким чином, можемо зробити висновок що стратегії захисту аеропортів у світі трансформуються в напрямі підвищення рівня інтеграції між їх окремими вузько функціональними компонентами (пожежна безпека, вибухобезпека, безпека від інцидентів РХБ характеру, тощо). При цьому вони намагаються перейти від ситуативного реагування на надзвичайні ситуації до дій на випередження. Останнє вимагає подальшого ускладнення системи безпеки аеропорту та підвищення ефективності роботи і інтелектуалізації системи управління нею.

## **1.2. Планування і функціонування систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки в місцях розташування аеропортів**

Питання моніторингу стану радіаційної, хімічної, біологічної обстановки включають в себе питання надійності, контролю якості, чутливості, оперативності та ряду інших, які висуваються до побудови відповідних мереж моніторингу. Моніторинг націлений на контроль стану атмосферного повітря, води, їжі а також людей і предметів, що переміщуються в ході функціонування аеропорту.

Процес моніторингу як правило комбінується з іншими процесами, для об'єктивної оцінки ситуації та визначення можливих сценаріїв її розвитку. Зокрема

сюди входять процеси моделювання, отримання зовнішньої інформації про джерела викиду а також об'єктивних вимірювань щодо викиду (його можлива висота і координати), інтерполяцію результатів вимірювань, прогнозування, картографування. Результати моніторингу якості повітря і проведення оцінок моделювання є взаємно – доповненими процедурами. Без повної верифікації моделей на даних реального моніторингу і реальних викидів забруднювачів в атмосферу, процес моделювання результатів розповсюдження зараження у просторі і часі, визначенні ймовірного проценту постраждалих та оптимізованих стратегій боротьби з зараженням втрачає будь-який сенс.

Прийняття рішення в системах реагування на надзвичайні ситуації в аеропорту, в тому числі надзвичайні ситуації радіаційного, хімічного, біологічного характеру базується на ситуаційній обізнаності, інформації про стан інфраструктури аеропорту та інфраструктури оточуючих об'єктів, що можуть мати вплив на територію аеропорту, нарешті на інтеграції всіх отриманих даних (включаючи пожежонебезпеку, вибухову небезпеку, відео та фото інформацію) та результатах моделювання можливих сценаріїв розвитку надзвичайної ситуації (Рис. 1.2).

Як видно з Рис. 1.2 інформація від сенсорів систем моніторингу, включаючи моніторинг радіаційної, хімічної, біологічної обстановки – є лише частиною даних, на яких ґрунтується процес прийняття рішення. При цьому рішення можуть прийматися в залежності від ризику, що грозить пасажиром, персоналу та інфраструктурі аеропорту.

Таким чином система моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки та дані від інших джерел інформації про стан навколишніх потенційно-небезпечних об'єктів, криміногенну та терористичну активність в районі розташування аеропорту, стан його інфраструктури та елементів системи охорони периметру взаємно доповнюють один одного. А інтеграція цих даних з базами даних та знань інцидентів РХБ характеру, що траплялися в аеропортах, можливостями імітаційного моделювання та прогностичним інструментарієм дозволяють оцінити ризику, та задіяти охоронні заходи запобіжного характеру.



Рис.1.2. Базис для прийняття рішення по реагуванню на надзвичайні ситуації в аеропорту

На Рис. 1.3 представлено можливі варіанти рішень в залежності від радіаційної обстановки на випадок викиду радіаційної хмари на об'єкті [3].

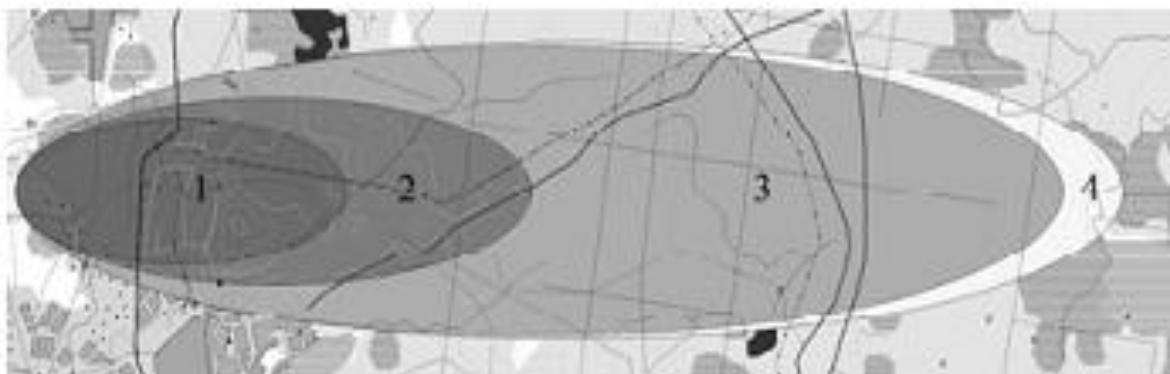


Рис.1.3. Модель розповсюдження радіоактивної хмари: 1 – евакуація, 2 – йодна профілактика, 3 – йодна профілактика тільки дітей, 4 – сховища

Нормативно-правові документи Європейського Союзу визначають доцільним комбінацію методів моніторингу, моделювання та об'єктивного аналізу при визначенні оцінки стану атмосферного повітря.

Планування систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки повинно врахувати перелік отруйних речовин, та вимоги до методів їх виявлення,

вимоги по збору, обробці та представленню зібраної інформації. Загалом перелік вимог до проведення вимірювань наведено у роботі [4]. До таких вимог відносяться:

- правильність, точність і чутливість вимірювань, мінімізація ймовірності фальшивого спрацювання;
- можливість адаптації до метрологічних стандартів;
- повнота зібраної інформації;
- просторова репрезентативність і охоплення території;
- відсутність протиріч даних, що отримуються з різних постів спостереження, в різний час;
- міжнародна співставність і гармонізація.

При плануванні системи моніторингу важливими моментами є планування структури і функцій мережі та системи керування нею, вибір та розміщення пунктів спостереження, оцінка та підбір обладнання для комплектування пунктів спостереження та управління. Сам моніторинг може проводитися шляхом відбору проб в пунктах спостереження з їх подальшою доставкою і аналізом в спеціалізованих лабораторіях, або ж безпосереднім вимірювань показників РХБ зараження в пунктах спостереження, або ж комбіновано.

Планування мережі моніторингу включає в себе аналіз та відбір інструментів вимірювань, оцінка їх сумісності та здатності працювати в єдиній мережі, визначення кількості та місцеположення пунктів спостереження, визначення їх функцій, формат та частота обміну даних, їх формалізація, засоби збору, обробки цих даних включаючи засоби моделювання, періодичний огляд та аудит системи з метою оцінки її ефективності та способів її покращення. Вибір пунктів спостереження залежить від рельєфу місцевості, інфраструктури об'єкту що підлягає охороні, рози вітрів, площі та геометричних розмірів цього об'єкту.

Пости спостереження повинні мати можливість вимірювань фонових концентрацій небезпечних речовин і матеріалів. Їх конфігурація може бути як стаціонарною, так і змінюватися у часі шляхом переміщення, в залежності від зміни та пріоритетів ризиків, в зоні яких знаходиться об'єкт, що підлягає охороні. Задача визначення кількості та місця розміщення постів спостереження – досягнення

максимально-можливого просторового розрізнення території, що контролюється. Для її реалізації при розміщенні постів спостереження необхідно враховувати розташування потенційних джерел викидів РХБ речовин і матеріалів (відповідно до інвентаризації таких джерел в районі аеропорту), погодні умови та топографічні дані в районі розташування аеропорту, інформація про розу вітрів та фонові концентрації небезпечних хімічних речовин та радіоактивного випромінювання, а також результати моделювання та прогнозування можливих короткочасних джерел загроз (терористичні напади, тощо).

Стосовно функціонування систем моніторингу РХБ обстановки слід відмітити, що вони працюють як правило під керівництвом автоматизованих систем управління по певному алгоритму, спеціально підбраному для кожного конкретного об'єкту моніторингу. Сучасні пункти спостереження таких систем поєднуються у єдину мережу з телеметричною системою передачі команд управління та даних моніторингу (Рис. 1.4). Такий спосіб організації систем моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки дозволяє оперативно та з мінімальними затратами розхідних матеріалів отримувати дані з пунктів спостереження і приймати відповідні управлінські рішення.

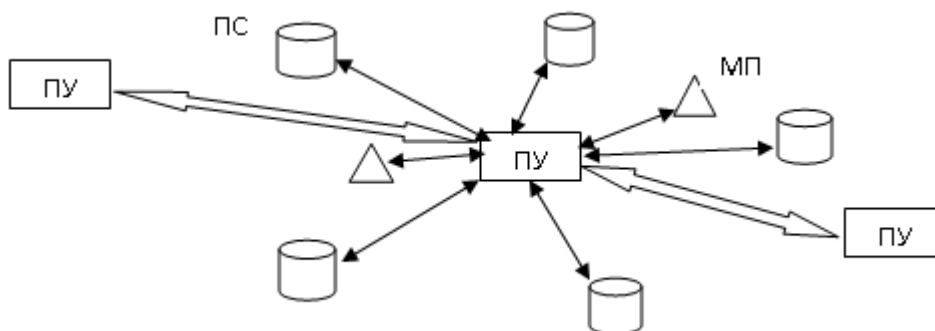


Рис.1.4. Приклад схеми організації системи моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки: ПУ – пункт управління, ПС – пост РХБ спостереження, МП – пункт метеорологічного спостереження

Як відмічалось вище, деякі системи моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки, що розміщені у особливо важливих об'єктах, в тому числі

аеропортах, додатково комплектуються власними аналітичними лабораторіями. Це дозволяє оперативно знімати показання (зразки повітря, води) з пунктів спостереження, проводити їх аналіз та визначати можливу наявність небезпечних радіаційних, хімічних а іноді (за наявності спеціалізованого обладнання) і біологічних сполук. Таке поєднання традиційних моніторингових мереж з аналітичними лабораторіями дозволяє діяти оперативно, у режимі часу – близькому до реального, що особливо важливо в разі необхідності надання медичної допомоги потерпілим.

### **1.3. Аналіз призначення та функцій систем моніторингу якості повітря небезпечними домішками**

Нині одним із передових напрямків розвитку інформаційних технологій у сфері моніторингу повітря об'єктів критичної інфраструктури (аеропортів, морських портів, метрополітену, великих промислових об'єктів, тощо) від небезпечних забруднень є поєднання різноманітних за призначенням датчиків виявлення домішок у повітрі в єдину мережу. Важливість таких мереж посилюється порівняно близьким розташуванням об'єктів критичної інфраструктури до підприємств хімічної, біологічної та атомної промисловості, що містять великі запаси небезпечних, токсичних речовин. Зокрема аеропорти, як правило, розташовані близько до великих мегаполісів, з великою концентрацією підприємств різноманітного призначення. Крім того, вони також оперують різноманітними, в тому числі токсичними речовинами, для забезпечення процесів свого функціонування.

Призначення та функції систем моніторингу якості повітря різняться в залежності від об'єктів, на яких вони розташовуються, та вимог замовників. На деяких об'єктах функціонал таких систем розширено за рахунок їх сумісності з іншими системами моніторингу, зокрема такими, що контролюють стан пожежної безпеки, наявність слідів вибухових речовин, тощо. Системи моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками в невеликих аеропортах можуть обмежуватися



контролем пасажиропотоку та багажу їх відвідувачів. В самому простому варіанті це радіаційні детектори для виявлення радіоактивних матеріалів. На випадок хімічних або біологічних загроз, як до прикладу коронавірусна інфекція Covid-19, вони можуть бути доповнені простими пристроями для виявлення інфікованих людей, як то детекторами для температурного скринінгу та (або) відеокамерами з аналізом облич на симптоми хвороби. Таким чином ці системи моніторингу контролюють обстановку тільки у приміщенні самого аеропорту.

У великих аеропортах з мільйонним пасажиропотоком можуть встановлюватися більш складні системи моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками, що контролюють не тільки приміщення аеропорту, але і всю його територію та навколишній простір. Такі системи здатні виявляти зовнішні ризики радіаційної, хімічної та біологічної природи, що можуть мати як техногенний (аварії, катастрофи, тощо), так і штучний (диверсії, терористичні акти, військові дії) характер.

Не дивлячись на різноманітність таких систем моніторингу, всі вони мають подібне призначення - контролювати в режимі реального часу якість повітря на території аеропорту та сприяти швидкій евакуації людей і персоналу на випадок загроз радіаційної, хімічної, біологічної природи.

Функції систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками досить широкі. Їх основна мета – обробка великих потоків інформації з метою раннього виявлення загроз та прийняття персоналом заходів, що забезпечують безпеку людей, майна та інфраструктури аеропорту. Зокрема розробники системи моніторингу SENTRY рекламують [5], що їх система здатна забезпечити для операторів цілісну картину загроз, а також:

- можливість тривалого автоматичного моніторингу обстановки без необхідності втручання операторів системи;
- швидке виявлення та ідентифікацію хімічних і визначених біологічних агентів, а також виявлення і визначення природи радіоактивного випромінювання з рівнями, що перевищують природні показники;

- визначення можливої картини радіаційного, хімічного, біологічного зараження території, та прогнозування її зміни у часі;
- підтримку прийняття рішень по мінімізації наслідків загроз радіаційного, хімічного, біологічного характеру;
- можливість оперативного оповіщення персоналу та пасажирів про загрозу та контроль за виконанням наданих їм вказівок;
- визначення оптимальних шляхів евакуації, та потреби в знезараженні території, будівель, машин, обладнання і матеріальних цінностей.
- можливість збереження інформації про склад та характер забруднення повітря, рівень загроз, дії персоналу, для їх подальшого спеціалізованого аналізу.

Крім моніторингу якості повітря в аеропорту проводять й інші типи моніторингу по виявленню небезпечних радіаційних, хімічних, біологічних матеріалів і речовин. Зокрема мова йде про матеріали, перевіз яких через кордон без спеціального дозволу заборонено. Такі матеріали можуть бути використані для виготовлення зброї масового ураження і їх намагаються провезти шляхом контрабанди. У світі є кілька організацій, які спеціалізуються на виготовленні систем для виявлення небезпечних хімічних, радіаційних, біологічних речовин і матеріалів. Зокрема в Україні таким виробником є підприємство у місті Жовті Води. Проте воно виготовляє обладнання тільки для радіаційного моніторингу. Більш широкий спектр обладнання виготовляє для прикладу відома фірма Environics.

Environics поставляє не просто обладнання, а технічні рішення для моніторингу РХБ обстановки, що можуть бути інтегровані в системи контролю при перетині кордону та у конфігурації відповідно до вимог замовника. Ці рішення побудовані на власних технологіях цієї компанії в області виявлення, ідентифікації, обробки даних та системного програмного забезпечення. Обладнання є портативним, та може легко бути перевстановлено в інших точках спостереження.

Для створення централізованої ситуаційної усвідомленості результати спостережень збираються з точок моніторингу та візуалізуються системним

програмним забезпеченням оператора. При цьому ідентифікація небезпечних речовин і матеріалів відбувається спектрометричним методом.

Особливості систем моніторингу радіаційної, хімічної і біологічної обстановки Environics:

- висока чутливість для виявлення та ідентифікації небезпечних хімічних речовин та радіонуклідів;
- можливість розширення системи для виявлення біологічних агентів;
- ситуаційна обізнаність та підтримка прийняття рішень в режимі реального часу для операторів;
- база даних небезпечних хімічних та радіоактивних матеріалів та можливість зворотного зв'язку для експертної підтримки;
- повна підтримка життєвого циклу, включаючи обслуговування та навчання.

Крім аналітичного обладнання для сигналізації про присутність небезпечного агента радіаційного, хімічного, біологічного походження можливо використати також стан і поведінку людей, тварин, рослинного світу, тощо. Сигналізатори в такому випадку мають природне походження, а процес виявлення небезпечних речовин і матеріалів ґрунтується на біохімічних реакціях, які проходять в природних організмах. Перевагою таких біологічних сигналізаторів, або як їх ще називають – біоіндикаторів є дешевизна та чутливість (для прикладу відомо, що в шахтах для уловлювання запаху метану використовують канарок). Недолік таких біоіндикаторів – відсутність автоматичних способів зчитування інформації з цих незвичних "носіїв". Проте добре навчений та підготовлений персонал може легко виявити візуальні симптоми, що можуть свідчити про присутність у навколишньому середовищі джерела радіаційної, хімічної та біологічної природи:

- масові однотипні симптоми погіршення самопочуття людей;
- наявність на території аеропорту небезпечних або нештатних матеріалів і обладнання, сторонніх запахів;
- наявність не характерних для аеропорту хмар пару та туману;
- масляні плями на воді та поверхні землі невиясненого походження;
- зів'ялі рослини та рослинність, незвична поведінка тварин, тощо.

Таким чином системи моніторингу РХБ обстановки повинні мати широкий функціонал, контролювати не тільки стан повітря і інфраструктури аеропорту, але і води, їжі, пасажирів та їх багаж. Також вони повинні доповнюватися природними засобами моніторингу, та програмними засобами, здатними інтерпретувати сигнали, що подає нам природа.

#### **1.4. Структура та принципи побудови сучасних локальних систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками хімічного, радіаційного та біологічного характеру**

На теперішній час на ринку представлена достатньо-велика кількість локальних систем моніторингу повітря. Проте всі вони мають достатньо схожу структуру та принципи побудови.

В основі таких систем – набори різноманітних детекторів, поєднаних у єдину мережу. Зазначені детектори доповнюються засобами збору та відображення інформації, і системою підтримки прийняття рішень. Так компанія Smiths Detection розробила систему PROTECT, що являє собою комплексну мережу детекторів, автоматичне програмне і апаратне забезпечення, що інтегрує ці детектори, аналогові або цифрові камери, моделювання ситуацій, оптимальні протоколи відповіді для покращення процесу виявлення та реакції на комплексні терористичні атаки.

Система забезпечує точне, своєчасне виявлення і контроль стану повітря в режимі реального часу в замкнених просторах, дозволяє відображати інформацію про зони, де стався небезпечний рівень зараження радіонуклідами, хімічними та біологічними агентами, показати площі, що вільні від зараження, та оперативно і грамотно відреагувати на відповідні ситуації. Приклад схематичної структури такої системи приведено на Рис.1.5

Графічні карти системи PROTECT показують розташування детекторів і відеокамер. Концентрація хімічних елементів відображається і відслідковується операторами з моменту надходження сигналу тривоги. Всі дії команд реагування на надзвичайні ситуації відображаються на екрані для синхронізації і координації їх

роботи. Додаткові вікна-вставки показують погодні характеристики в режимі реального часу, рекомендовані дії і карти пограничних зон. Відео комутатор представляє постійну відео картинку в режимі реального часу і веде запис з камер в аналоговому та цифровому форматах.



Рис.1.5. Система контролю повітряної обстановки PROTECT компанії Smiths Detection

Також можлива підтримка системою управління детекторами FirstView, що підтримує тисячі таких пристроїв і авторизованих користувачів (масштабований IP). Її робота основана на базі безклієнтних Web-браузерів, дозволяє безпечно використання SSL (протоколів безпечних з'єднань) з покращеним стандартом шифрування AES. Для зв'язку та взаємодії використовується ієрархічна система управління. Система FirstView може підключатися до мережі LAN/WAN і безпроводних мереж. Вона має широкий спектр сумісності з роботизованими модулями та камерами. Її модульна конструкція дає можливість простої взаємодії, а

відкрита архітектура забезпечує гнучкість і використання комплементарних технологій. Система забезпечує цифрову обробку відео, імпорт карт, графічних даних і GIS- топографію, сигнали тривоги і управління ними. Одночасно підтримує до 1000 користувачів, більше 45 протоколів телебачення, зйомки в екстремальних умовах, промислові камери і портативні комп'ютери. В наявності розробки для слабкого освітлення, тепlobачення, інфрачервона і навіть підводна зйомки, зміцнений і вибухозахисний варіанти.

Нині FirstView використовується Міністерством національної безпеки США і Міністерством оборони США для захисту від тероризму.

В кінці 2010 року було об'явлено про подальше удосконалення системи PROTECT, що передбачає створення додаткової бібліотеки хімічних агентів і інкорпорацію радіометричних детекторів у систему [6].

Іншим прикладом поєднання детекторів небезпечних забруднень повітря в єдину мережу є Інтеграційна система компанії Bruker Daltonics (BSI). В основу покладено програмне забезпечення, що є інтеграційною платформою для централізованого доступу до результатів детектування у режимі реального часу як для військових, так і для цивільних потреб.

Агреговані результати вимірювань разом з їх статусом з кожного детектора терміново передаються до BSI. Зібрана інформація поєднується у доповідь, що має різні рівні деталізації, починаючи від загального стану системи та її можливостей по виявленню до можливостей по виявленню кожного з детекторів та отриманих від них результатів.

Система BSI була розвинута з використанням модульної структури, та як система з розподіленим програмним забезпеченням. Як наслідок є можливим дозволити програмному забезпеченню кожного детектора працювати на окремому персональному комп'ютері, або при потребі, застосувати кілька комп'ютерів для роботи однієї програми.

BSI використовує той же стандарт сітьової інфраструктури, що і локальна мережа LAN. Вона може встановлюватися як на стаціонарних, так і на подвижних об'єктах.

Ключові можливості системи: захист критичних елементів інфраструктури, інтеграція всіх детекторів контролю повітря виробництва компанії Bruker, злиття даних від мережі детекторів з додатковими даними з різних джерел (наприклад з інформацією щодо погодних умов, даних GPS, тощо), відображення на дисплеях як результатів моніторингу системи, так і окремого детектора.

Вся інформація зберігається на сервері, до якого мають доступ окремі користувачі, тобто маємо клієнт-сервер архітектуру на основі Microsoft Windows XP (або аналогічних) операційних систем. Так як результати аналізу прив'язуються до координатної сітки, то відображення інформації також показує як результати аналізів, так і місця розташування детекторів на географічній карті. Крім того, вказавши на певний детектор, можна отримати від нього більш детальну інформацію. Способи видачі інформації – різноманітні, від візуалізації сигналів тривоги до списку виявлених подій. Інформація про стан кожного детектора може відображатися в окремому вікні, що дозволяє оператору організувати контроль за ними відповідно до своїх побажань.

Система підтримує наступні детектори: RAPID, MM2, SVG2, RAID-XP, RAID-S2, RAID-AFM, RAID-M 100. Програми управління детекторами: RAPID Control 2.0, MM2 Analysis, NC Monitoring System 2.0. Застосовується растрова карта та стандартні GPS пристрої.

Програмне забезпечення базується на основі системи 32 розрядної системи Windows. Графічний інтерфейс користувача адаптується під його потреби (Рис.1.6).

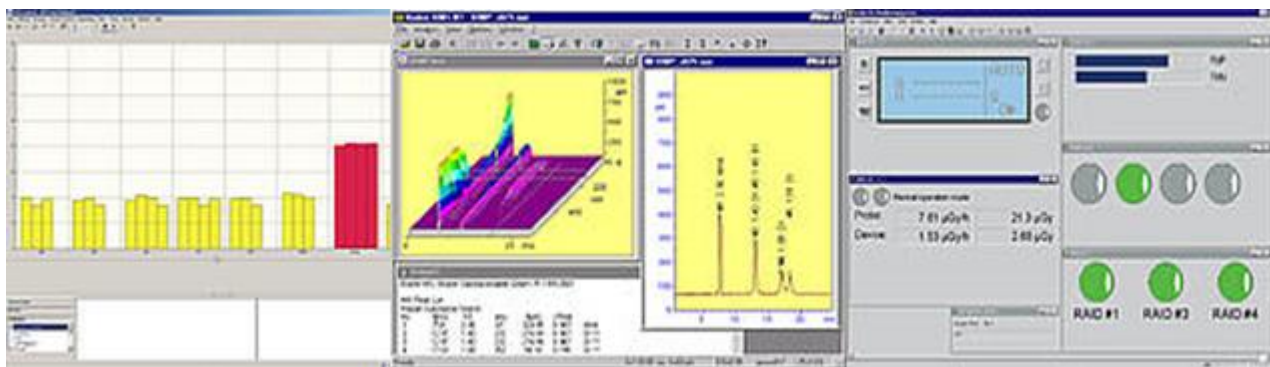


Рис.1.6. Вигляд інформації, що виводиться на дисплеї системи BSI

Зібрані дані відображаються за допомогою кількох програмних продуктів, що адаптовані під відповідні інструменти.

Активно розвиває мережеві рішення і компанія BRUHN NEWTECH на основі своїх програмних пакетів SCIM для одного та групи користувачів. В рамках цих пакетів реалізовані різноманітні рішення для інтеграції систем сенсорів із можливістю прогнозування розповсюдження забруднення у повітрі. Кожен пакет націлений на підтримку прийняття рішення.

SCIM забезпечує програмне поєднання датчиків. Програма може бути встановлена всередині або зовні на будь-якій платформі, включаючи пряму інтеграцію в системи командування і управління. Вона може бути розміщена на існуючих апаратних платформах або в залежності від вимог клієнта як окреме апаратне та програмне рішення. Системна інтеграція сенсорів дозволяє організувати збір інформації та на її основі формувати стандартні повідомлення стосовно фактів забруднення повітря з їх подальшим розповсюдженням.

Використання SCIM допомагає оптимізувати ефективність робочого процесу за рахунок автоматичного перетворення інформації від датчиків в аудіо - візуальні сигнали, обмежуючи необхідність втручання користувача.

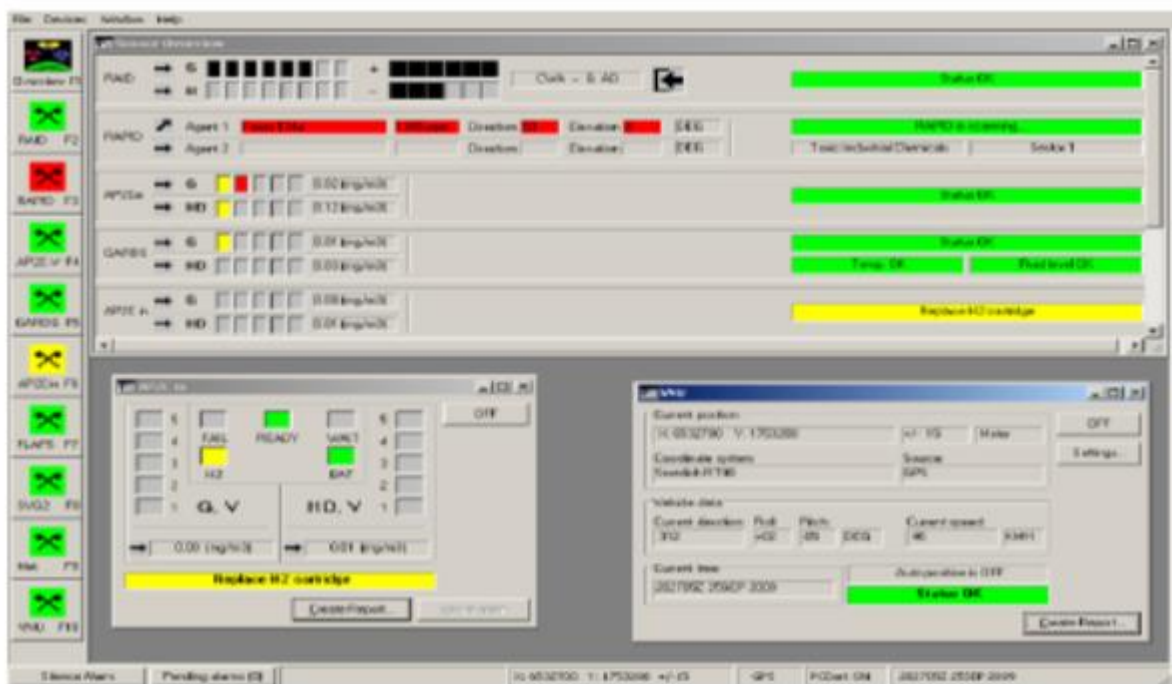


Рис.1.7. Відображення результатів роботи системи SCIM



Програмне забезпечення миттєво отримує критичні сигнали від детекторів, конвертує інформацію і передає її до системи виявлення і оцінки небезпечних забруднень повітря для подальшого аналізу.

Ще одна локальна система моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної (РХБ) обстановки – EnviScreen фінської компанії Environics [7]. Вона призначена для моніторингу РХБ обстановки на різноманітних об'єктах інфраструктури, та підтримки прийняття управлінських рішень в складних умовах загроз радіаційного, хімічного, біологічного характеру. Виробляється у кількох варіантах постачання – стаціонарному та мобільному як для цивільних так і для військових об'єктів. Основні функції системи EnviScreen: моніторинг за РХБ безпекою об'єктів як всередині будинків (споруд), так і на прилеглий до них території; підтримка управлінських рішень в умовах ланцюжків надзвичайних ситуацій; робота в умовах терористичних інцидентів або промислових аварій; автоматичне включення захисних систем (резервне живлення, пожежогасіння, фільтровентиляція повітря, тощо); покращення комунікацій між службами на об'єкті в умовах дій надзвичайного характеру.

Пункт управління та контролю системи забезпечує висвітлення стану та розташування датчиків на графічній карті інфраструктури об'єкту моніторингу (Рис. 1.8).

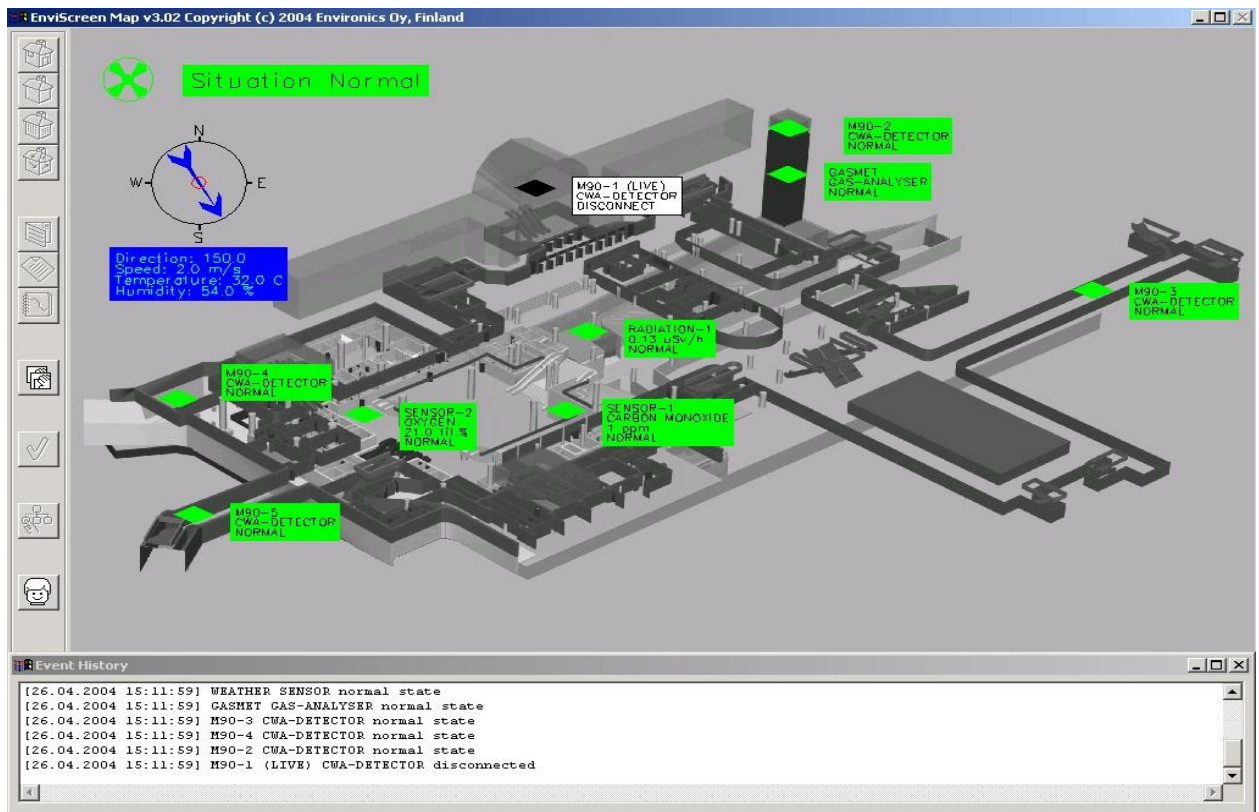


Рис.1.8. Статус датчиків на графічній карті інфраструктури об'єкту моніторингу

Додаткові можливості управління системою моніторингу РХБ обстановки EnviScreen включають: побудову моделей розповсюдження зон РХБ зараження у часі, можливість визначення небезпечних зон та концентрації небезпечних сполук у повітрі, можливі шляхи евакуації людей, сигнали управління захисним засобам (вентиляція, блокування проходів, тощо).

Управління системою моніторингу РХБ обстановки інтегрує різноманітні підсистеми: відеонагляду, виявлення задимлення та пожежі, вентиляції, виявлення РХБ зараження, визначення метеорологічних умов, сил та засобів реагування на надзвичайні ситуації – в єдину складну систему. Також ця система включає в себе базу даних, що містить властивості небезпечних хімічних сполук та інструкції дій в різноманітних надзвичайних ситуаціях.

До складу системи моніторингу входять різноманітні детектори: бойових та небезпечних хімічних речовин, біологічних агентів, якості повітря ( $O_2$ ,  $NO_x$ ), вибухових речовин, полум'я та диму, а також відеокамери, засоби визначення координат (GPS-приймачі), метеостанції. Критичними точками для розміщення

засобів детектування є системи вентиляції, зали зі скупченням людей, підземні будівлі, тощо. Всі ці детектори пов'язані у відповідні підсистеми і зв'язані з пунктом управління системою моніторингу за допомогою локальних мереж зв'язку.

Типовий склад детекторів: детектори хімічних домішок у повітрі - ChemProFX, ChemPro100, M90, детектор біологічних домішок у повітрі - Bio100, радіаційні детектори - Rados RD-02, Rados RDS-200, детектор визначення параметрів потоку повітря, та інші. Вони можуть розміщуватися окремо, або у складі модулів, куди входить одночасно кілька детекторів. Встановлюються всередині будівель у спеціальних шафах, або назовні на триногах (Рис.1.9).

Час спрацювання системи – від кількох секунд до кількох хвилин (детектор біологічних домішок). Робочий діапазон температур від -30 до +55 °С (для біологічного детектора від 0 до 40 °С ).



Рис.1.9. Приклад розміщення хімічного детектора

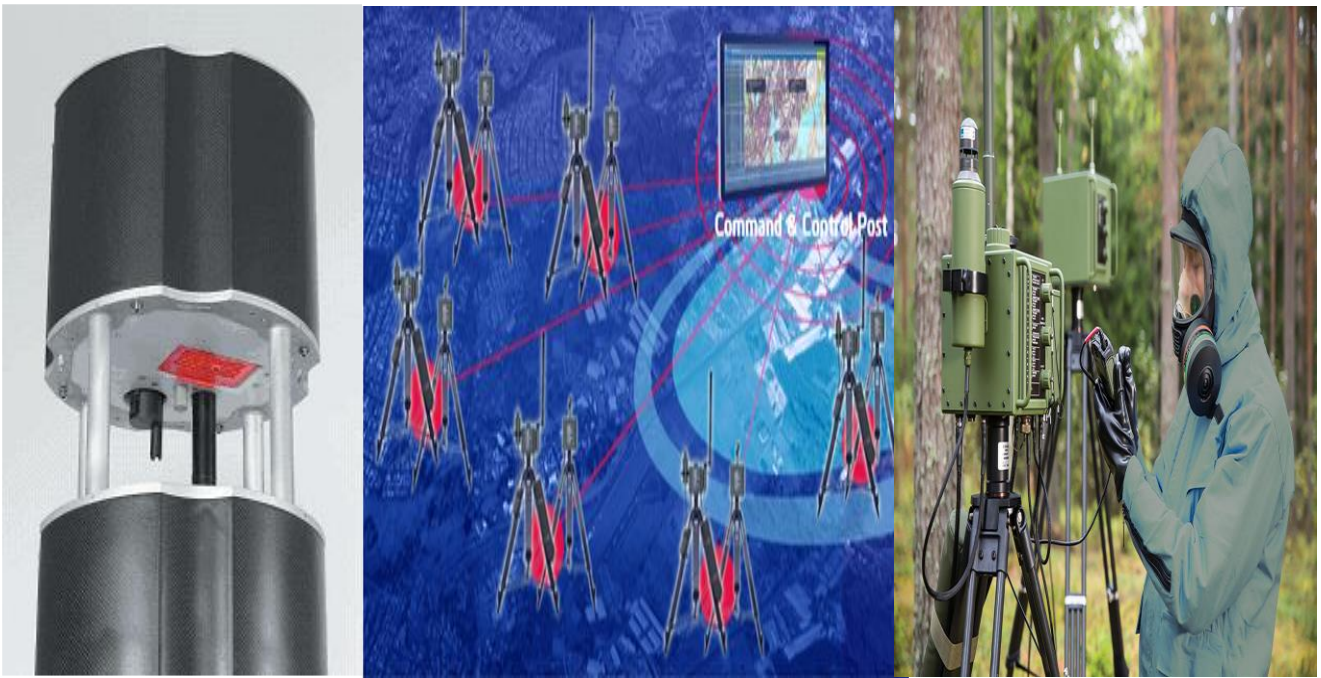


Рис.1.10. Приклади компоновки детекторів у модулі (зліва компанія Saab, Швеція, справа EnviroNics, Фінляндія) та їх поєднання у єдину мережу

У роботі [8] автори виділяють чотири базових компоненти сенсорної мережі: сукупність сенсорів (просторово-рознесених або локалізованих), мережу що їх поєднує (бездротову чи дротову), центральний вузол збору інформації, сукупність обчислювальних ресурсів для аналізу даних та відображення інформації. Як слідує з вищенаведеного, за своєю структурою та принципами побудови сучасні локальні системи моніторингу повітря являють собою типові сенсорні мережі, і до їх вивчення можливо застосувати підходи, які застосовують до сенсорних мереж.

### **1.5. Проблемні питання функціонування локальних систем моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками радіаційної, хімічної, біологічної природи. Постановка задачі дослідження.**

Відомо, що локальні системи моніторингу забруднення повітря, як і будь-які сенсорні мережі володіють цілим рядом переваг, зокрема [8]: можливість розміщення у важкодоступних місцях, оперативність та зручність розгортання, надійність роботи мережі, можливість оперативної зміни конфігурації, високий

рівень проникнення сигналів скрізь бар'єри, тривалий час автономної роботи без заміни джерел живлення.

Проте функціонування локальних систем моніторингу РХБ обстановки стикається з цілим рядом питань, що потребують свого вирішення. Умовно ці проблемні питання можливо розбити на три блоки. До першого блоку слід віднести питання, що виникають в процесі функціонування самої мережі. До другого блоку – питання, що викликані технічними можливостями та обмеженнями самих детекторів моніторингу. Нарешті до третьої групи належать питання, що викликані функціонуванням пунктів управління системами моніторингу.

Для прикладу, до першого блоку питань слід віднести задачу оптимального розміщення множини детекторів на об'єктах моніторингу. Зміст задачі полягає в пошуку точок моніторингу, які за мінімальної кількості детекторів дозволяють відслідковувати РХБ обстановку без наявності або за мінімальної наявності «сліпих» зон. До «сліпих» відносяться зони, де при певних конфігураціях системи моніторингу, за певних параметрів швидкості та напрямку повітря, детектори не зможуть зафіксувати домішки небезпечних часток при умові, що їх концентрації перевищують гранично допустимі, проте нижчі деяких порогових значень.

Другий блок питань тісно пов'язаний з технічними характеристиками детекторів моніторингу. Зокрема це проблеми чутливості детекторів, часу їх спрацювання в разі наявності небезпечної домішки у повітрі, ймовірності хибного спрацювання, вартості їх закупівлі та утримання, тощо. Взагалі можна виділити дві основних характеристики, по яким проводяться дослідження по поліпшенню детекторів радіаційного, хімічного, біологічного моніторингу. До першої слід віднести характеристику, що присутня в задачі побудови будь-якої складної системи, а саме критерій «ефективність-вартість». В якості показника ефективності для детекторів моніторингу частіш за все вибирають показник ймовірності виявлення небезпечних домішок у повітрі (або воді чи ґрунті), при концентраціях що на порядок або два нижчі від гранично допустимих.

Друга характеристика, яка важлива при виборі детекторів моніторингу являє собою величину похибки першого та другого роду. Похибка першого роду [9] являє

собою ймовірність не спрацювання детектора в разі присутності у повітрі небезпечної домішки, яку він повинен виявити згідно свого призначення. Похибка другого роду [9] навпаки полягає у ймовірності хибного спрацювання детектору на домішку, яка відсутня у середовищі моніторингу (повітрі, воді, ґрунті).

Окремо слід виділити детектори біологічного моніторингу, для яких справедливо все, що сказано вище, проте які мають свої певні особливості. Головною проблемою є відсутність надійних та достатньо чутливих детекторів, здатних виявляти та ідентифікувати біологічні аерозолі у повітрі у режимі часу, близькому до реального. Саме ця проблема призвела до того, що наявні системи моніторингу біологічної обстановки виявилися не здатними реагувати на загрози типу вірусу SARS-CoV-2, більш відомого як «коронавірус COVID-19». Проблемні питання детекторів біологічного моніторингу більш детально вивчені на прикладі глобальної системи біологічної обстановки BioWatch, яка функціонує у США з 2003 року [10,11].

Нарешті третя група проблем виникає при вирішенні задач підтримки прийняття управлінських рішень на пунктах управління системами моніторингу повітряної обстановки. Серед таких проблемних питань слід виділити задачу відновлення картини радіаційного, хімічного, біологічного зараження території об'єкту моніторингу по точковим даним окремих детекторів. Відповідна задача є вельми складною, та не має по цей час свого точного рішення.

Виходячи з вищезначеного, сформулюємо постановку задачі дослідження в загальному вигляді. Візьмемо територію аеропорту та припустимо, що на ній в якомусь певному порядку розташовані  $N$  детекторів, що здатні виявляти небезпечні радіоактивні, хімічні, біологічні домішки у повітрі. Тобто, будемо вважати відповідні детектори комбінованими, здатними одночасно виконувати функції з моніторингу повітря в точках свого розміщення в режимі часу, близькому до реального. Результатом їх вимірювань є концентрації (для хімічних сполук та біологічних агентів) або потужність експозиційної (чи еквівалентної в залежності від приладу, що проводить вимірювання) дози іонізуючого випромінювання (для радіоактивних часток). Вимірювання проводяться з певною періодичністю. Також

завдяки наявності в системі моніторингу окремого пункту вимірювань метеорологічної обстановки в приземному шарі атмосфери, відомі швидкість, напрям вітру, температура та вологість на території що контролюється (в аеропорту є також додаткові можливості отримати метеоінформацію завдяки даним з метеостанції аеропорту). Виходячи з зазначеної інформації, та результатів вимірювань детекторів в окремих точках моніторингу, необхідно відновити картину РХБ забруднення території на всій площі аеропорту та спрогнозувати розповсюдження зони зараження у часі. Більш строга, математична постановка задачі дослідження буде наведена в наступних розділах роботи.

Як відомо, об'єкти моніторингу, зокрема і аеропорти являють собою комплекс складних споруд, розміщених на певній території. Моніторинг проводиться як всередині так і ззовні цих споруд. Виходячи з того, що всередині споруд циркуляція повітря має свої особливості і може контролюватися окремими детекторами, ми зосередимося на моніторингу території, тобто відкритих ділянок місцевості, що входять до складу аеропорту. В цьому є своя логіка, так як джерела зараження повітря можуть розміщуватися як ззовні аеропорту, так і всередині його окремих будівель, зокрема можуть бути занесеними окремими особами. При цьому виникає проблема надійності детекторів, що контролюють прохід окремих осіб на територію аеропорту (або іншого об'єкту моніторингу в разі узагальнення постановки задачі).

Інші обмеження та припущення, що стосуються постановки задачі дослідження будуть наведені при її математичному формулюванні.

## **Висновок до розділу 1**

В першому розділі проаналізовані сучасні системи моніторингу забруднень повітря небезпечними домішками для локальних об'єктів, зокрема аеропортів.

Показано, що такі системи значно підвищують можливості з безпечного функціонування аеропортів, та вчасної реакції їх персоналу на надзвичайні ситуації радіаційного, хімічного, біологічного характеру.

Разом з тим їм притаманний цілий ряд недоліків та проблемних питань в їх функціонуванні. Зокрема потребують свого вирішення (або удосконалення) наступні задачі:

- визначення кількості, типів та оптимального місцеположення детекторів виявлення небезпечних домішок у повітрі. Відповідні показники мають бути адаптивними до ймовірних загроз.

- збільшення чутливості за одночасного зниження похибок при визначенні та ідентифікації небезпечних домішок у повітрі (відповідна задача містить у собі протиріччя так як збільшення чутливості навпаки приводить до росту похибок і навпаки);

- співвідношення між малою ймовірністю надзвичайних ситуацій з викидом в атмосферу значних кількостей небезпечних речовин, та порівняно високою вартістю створення та експлуатації систем моніторингу повітря;

- необхідність визначення просторово-часового розподілу забруднення повітря небезпечними домішками, здатними призвести до масових уражень людей по точковим вимірюванням детекторів виявлення та ідентифікації таких домішок (вирішення зворотної задачі). Інша постановка зворотної задачі – визначення по окремим точковим вимірюванням характеристик джерела забруднення атмосфери, а саме – його координат та часу і тривалості викиду небезпечних речовин в атмосферу, а також маси речовини, що була у викиді. Знання цих характеристик дозволяє перейти від вирішення зворотної до вирішення прямої задачі: знаючи координати, час, термін та масу викинутої у повітря небезпечної речовини, визначити картину просторово-часового забруднення повітря у приземному шарі атмосфери, та на її основі – райони, де концентрація небезпечної домішки у повітрі перевищить граничнодопустимі норми. При цьому критично важливим є час вирішення відповідної задачі. Швидкість виявлення небезпечної речовини у повітрі та її розповсюдження, визначення районів забруднення, швидкість прийнятих на основі цих розрахунків рішень дозволять мінімізувати можливі наслідки такої події та зберегти життя і здоров'я багатьох людей.



## РОЗДІЛ 2. АНАЛІЗ ПІДХОДІВ ДО МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ПЕРЕНОСУ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ

### 2.1. Процеси переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі

Вивчення процесів переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі в своїй основі базується на роботах по вивченню процесів атмосферної дифузії, тепло та масо переносу. Для опису цих процесів були запропоновані диференційні рівняння в часткових похідних як параболічного (А.Н.Колмогоров, А.М.Обухов, М.И.Юдін, Л.В.Келлер та інші) так і гіперболічного типу (А.С.Монін, Е.С.Ляпін, та інші). Основою цих робіт слід вважати відому з гідродинаміки систему диференційних рівнянь Нав'є – Стокса, що описують рух в'язкої, ньютонівської рідини. Ці рівняння були отримані Нав'є (1822) та Стоксом (1829) для не стисненої, та стисненої рідин відповідно. Вигляд рівняння Нав'є – Стокса для стисненої рідини наступний [12]:

$$\rho \left( \frac{\partial v_i}{\partial t} + v_k \frac{\partial v_i}{\partial x_k} \right) = - \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_k} \left\{ \eta \left( \frac{\partial v_i}{\partial x_k} + \frac{\partial v_k}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \delta_{ik} \frac{\partial v_l}{\partial x_l} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial x_k} \left( \zeta \frac{\partial v_l}{\partial x_l} \delta_{ik} \right) \quad (2.1)$$

де  $\rho$  - густина рідини;  $\eta, \zeta$  - здвигова та об'ємна в'язкості відповідно;  $v_i$  - компоненти вектора швидкості руху рідини;  $p$  - тиск в рідині;  $\delta_{ik}$  - символ Кронекера. Ліва частина системи рівнянь (2.1) описує зміну швидкості руху рідини в часі та просторі, а права частина – дифузійні процеси, що впливають на цей рух.

Для випадку  $\frac{\partial v_l}{\partial x_l} = 0$ , що відповідає умові  $\rho = const$  (випадок не стисненої рідини), та умові  $\sum_l \frac{\partial v_l}{\partial x_l} = 0$  (рівняння нерозривності, що забезпечує закон збереження маси рідини), система рівнянь (2.1) переходить в систему рівнянь:

<b>Кафедра КІТ (47)</b>				<b>НАУ 21.36.70 000 ПЗ</b>			
Виконавиця	Слободяник К.В.			<b>АНАЛІЗ ПІДХОДІВ ДО МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ПЕРЕНОСУ ШКІДЛИВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРНОМУ ПОВІТРІ</b>	Літера	Аркуш	Аркушів
Керівник	Моденов Ю.Б.					41	23
Консультант					<i>УС-212М 122</i>		
Н.Контроль	Райчев І.Е.						

$$\rho \left( \frac{\partial v_i}{\partial t} + v_k \frac{\partial v_i}{\partial x_k} \right) = -\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_k} \left\{ \eta \left( \frac{\partial v_i}{\partial x_k} + \frac{\partial v_k}{\partial x_i} \right) \right\} = -\frac{\partial p}{\partial x_i} - \frac{\partial \tau_{ik}}{\partial x_k} \quad (2.2)$$

$$\tau_{ik} = -\eta \left( \frac{\partial v_i}{\partial x_k} + \frac{\partial v_k}{\partial x_i} \right) \quad (2.3)$$

де  $\tau_{ik}$  - деякий тензор, що називається тензор підсіткової напруги. Рівність (2.3) називають також рівняннями замикання. В більш загальному вигляді (2.3) включає в себе складові другого та більш високих порядків по швидкості вітру, що в свою чергу впливає на складність пошуку рішень системи рівнянь (2.2).

Тепер перейдемо до розгляду процесу переносу та розсіяння домішок в атмосферному повітрі. Активні роботи в цьому напрямку розпочалися з 40-х років минулого століття. Великий вклад в вивчення процесів переносу та розсіяння домішок в атмосфері внесли М.Е.Берлянд, С.С.Зеліткевич, Г.И.Марчук, А.С.Монін, Ю.А.Ізраєль, Н.Л.Визова, А.Е.Алоян, А.М.Яглом, Л.А.Петросян, В.Н.Новинов, Е.К.Гаргер та інші, а також Ф.Т.Ньюстадт, Р.Вайнерді, Ф.Гіффорд, С.Хан, Ж.Р.Махоні, Б.А.Іган, О.Г.Фокс та багато інших закордонних вчених [13], [14]

Відповідні дослідження базуються на напівемпіричних диференціальних рівняннях переносу домішок в атмосфері. Їх вивід ґрунтується [15] на поєднанні рівняння безперервності, що фактично є законом збереження речовини:

$$\frac{dC}{dt} + \nabla q = 0 \quad (2.4)$$

та першого закону Фіка, що припускає пропорційний зв'язок між потоком речовини та її концентрацією:

$$q = -D \sum_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \equiv -D \nabla C \quad (2.5)$$

В рівняннях (2.4), (2.5) введено наступну систему позначень:  $\nabla$ - оператор дивергенції,  $C = C(x, y, z, t)$  – функція концентрації домішки в атмосфері що залежить від просторово-часових координат,  $x_i$ - компоненти координатного вектора,  $D$ -

коефіцієнт дифузії (будемо враховувати тільки турбулентну дифузію, нехтуючи молекулярною),  $q$  - потік домішки через переріз одиничної площі за одиницю часу.

Поеднав рівняння (2.4), (2.5) в єдину систему отримаємо напівемпіричне рівняння турбулентної дифузії в загальному вигляді [16]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} + v_z \frac{\partial C}{\partial z} = \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} \left( D_{ji} \sum_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) \quad (2.6)$$

де потік речовини  $q_i = -D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}$  залежить від коефіцієнтів турбулентної дифузії  $D_{ij}$ , які

в загальному вигляді не є константами.

В більш спрощеному варіанті припускають  $D_{ij} = 0$  при  $i \neq j$ . Тоді

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} + v_z \frac{\partial C}{\partial z} = \sum_i \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{x_i} \sum_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) \quad (2.7)$$

Тривимірне рівняння (2.7) доповнюють складовими, що враховують гравітаційне осідання домішок, їх хімічними перетвореннями та множинними джерелами викидів домішок в атмосферу. В результаті отримують [17]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial v_x C}{\partial x} + \frac{\partial v_y C}{\partial y} + \frac{\partial (v_z - w_z) C}{\partial z} + \beta C = \\ \sum_i \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{x_i} \sum_i \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) + \sum_j Q_j(t) \delta(x_i - x_{ij}(t)); \end{aligned} \quad i = \overline{1,3} \quad (2.8)$$

де  $\beta$  - коефіцієнт, що враховує розпад (хімічне перетворення в безпечну речовину) домішки;  $Q_j(t)$  - інтенсивність викиду домішки  $j$ -м джерелом в момент часу  $t$ ;  $\delta(\dots)$  - дельта функція Дірака;  $x_{ij}(t)$  - координати  $j$ -го джерела емісії домішки в момент часу  $t$ ;  $w_z$  - швидкість гравітаційного осадження домішки.

В разі, якщо коефіцієнти турбулентної дифузії  $D_{x_i}$  - константа, що не залежить від координат, маємо:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial v_x C}{\partial x} + \frac{\partial v_y C}{\partial y} + \frac{\partial (v_z - w_z) C}{\partial z} + \beta C = D_{x_i} \Delta C + \sum_j Q_j(t) \delta(x_i - x_{ij}(t)); \quad i = \overline{1,3} \quad (2.9)$$

де  $\Delta = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2}$  - оператор Лапласа. Рівняння (2.9) є одним з найбільш розповсюджених, лінеаризованих моделей турбулентної дифузії домішки в атмосфері. Для свого рішення, рівняння (2.9) повинно доповнюватися начальними і граничними умовами.

Початкові умови слідує з змісту фундаментального рішення:  $\forall (x, y, z) \neq (x_0, y_0, z_0): C(t_0, x, y, z) = 0$ , а також  $((x, y, z) \rightarrow \pm\infty) \Rightarrow C(t, x, y, z) = 0$ . Граничні умови задаються по різному, в залежності від мети роботи та постановки задачі. Зокрема в роботі [18] вони мають вигляд:

$$\left\{ D_z \frac{\partial C}{\partial z} + w_z C \right\} \Big|_{z=z_0} = v_s C \Big|_{z=z_0} \quad (2.10)$$

де  $v_s$  - швидкість сухого осадження домішки на підстилаючу поверхню. Гранична умова (2.10) означає, що потік домішки, що складається з турбулентної  $D_z \frac{\partial C}{\partial z}$  та гравітаційної  $w_z C$  складових, на земну поверхню пропорційний концентрації домішки біля цієї поверхні  $C|_{z=z_0}$ .

Задачі прогнозування розповсюдження шкідливих домішок в атмосфері значно ускладнюються, якщо мова йде про аналіз такого розповсюдження у приземному шарі з врахуванням впливу рельєфу місцевості, її лісистості, та урбаністичного ландшафту. Відповідні прогностичні моделі розглянуті в роботах [19], [17] та багатьох інших.

Основна складність моделювання розповсюдження шкідливих домішок в приземному шарі атмосфери в тому, що швидкості вітру не є сталими і формують поле швидкостей вітру, яке швидко змінюється зі зміною метеорологічних умов. Крім того, швидкості вітру, температура, тиск змінюються зі зміною підстилаючої поверхні, зокрема щільністю та висотністю забудови, рослинністю, рельєфом

місцевості, тощо. Більш складними стають також пограничні умови, які повинні враховувати рельєф місцевості. Тому для складного ландшафту підстилаючої поверхні рівняння переносу домішок у приграничному шарі атмосфери зазвичай представляють у формі усереднених по часу (для ансамблю часток домішки) рівнянь Нав'є - Стокса [19]:

$$\frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial \bar{v}_i}{\partial t} + \frac{\partial \bar{v}_k \bar{v}_i}{\partial x_k} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 \bar{v}_i}{\partial^2 x_k} - \frac{\partial \tau_{ik}}{\partial x_k} \quad (2.12)$$

де  $\bar{v}_i$  - математичне очікування проекції миттєвого вектору швидкості на ось координат  $Ox_i; i=1,3$ ;  $\bar{p}$  - миттєве значення тиску;  $\nu$  - кінематична в'язкість;  $\rho$  - густина. Для замикання рівнянь (2.12) необхідно задати тензор  $\tau_{ik}$  в явному вигляді, наприклад як в (2.3), з подальшим вираженням його через усереднені швидкості вітру. Рівняння (2.11) є умовою не стискаємості потоку домішки.

Або усередненого транспортного рівняння зміни концентрації домішки:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \frac{\partial \bar{v}_k \bar{C}}{\partial x_k} = D \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial^2 x_k} - \frac{\partial q_k}{\partial x_k} + Q \quad (2.13)$$

де  $\bar{C}$  - концентрація;  $Q$  - функція, що описує розподіл джерел забруднення;  $D$  - коефіцієнт дифузії;  $q_i$  - під сітковий потік маси. Зазвичай для зв'язування рівняння (2.13) використовують рівняння  $q_i = -D_{ij} \frac{\partial \bar{C}}{\partial x_j}$ .

В умовах локальних забруднень (до 100 км), якщо ландшафт підстилаючої поверхні є досить спрощеним (рівнинним) для моделювання розповсюдження домішок в атмосферному повітрі зазвичай використовують усереднені транспортні рівняння (2.13), або ж рівняння (2.8) - (2.9) з припущенням про явний вигляд підсіткового потоку маси  $q_i$ .

Для більш складних умов, для прикладу моделювання розповсюдження шкідливих домішок в приземному шарі повітря в умовах міської забудови, зазвичай

використовують рівняння Нав'є - Стокса (2.12) з певною моделлю турбулентності, виражену через рівняння замикання для  $\tau_{ik}$  типу (2.3). Такий підхід дозволяє отримати більш точні рішення, проте потребує значних обчислювальних ресурсів та тривалого часу на проведення таких обчислень.

## 2.2. Рішення диференційних рівнянь турбулентної дифузії

Найбільш точні результати, що описують перенос домішок в атмосфері в приземному шарі дають рівняння Нав'є - Стокса. В загальному вигляді точні аналітичні рішення цих рівнянь не відомі. Не відомо, чи взагалі існує рішення задачі Коші для трьохвимірних рівнянь Нав'є - Стокса (доказ існування такого рішення є однією з математичних проблем, над пошуком якої працюють кращі колективи математиків). Складність доказу існування глобального аналітичного рішення рівнянь Нав'є - Стокса також в тому, що вони істотно не лінійні та сильно залежать від початкових та граничних умов. Тому на даний час відомі аналітичні рішення тільки для певних часткових випадків, що супроводжуються додатковими припущеннями та умовами. Для приземного шару атмосфери за умов складного ландшафту, такі припущення в основному не справджуються, тому більш прийнятними вважаються численні методи аналізу, на основі яких базуються різноманітні математичні моделі, що описують процес турбулентної дифузії домішки в атмосфері. Додатковим мінусом рівнянь Нав'є - Стокса є той факт, що вони описують потік речовини (домішки у повітрі), яким не зручно оперувати у випадку прикладних задач, наприклад при роботі тих же систем моніторингу. Набагато зручніше оперувати з поняттям концентрації речовини, до якої прив'язані поняття "гранично-допустимого рівня", що дозволяє оцінити ризик для здоров'я та життя людей в разі наявності в атмосфері тієї або іншої шкідливої домішки.

Як було показано вище, концентрація домішки в атмосфері може бути описана тривимірним диференційним рівнянням турбулентної дифузії (2.8). Таке тривимірне диференційне рівняння є нелінійним, причому параметри турбулентної дифузії

$D_{x_i}, i = \overline{1,3}$  що входять до нього, найчастіше є невідомими. Тому один з найбільш поширених прийомів – лінеаризація рівняння турбулентної дифузії, тобто перехід до рівняння (2.9), в припущенні що  $D_x = const; D_y = const; D_z = const$ . Якщо також припустити, що у нас одне джерело викиду домішки, що розпаду домішки з часом не відбувається, тобто коефіцієнт  $\beta = 0$ , а також що сталими є проекції швидкості вітру на осі координат, то рівняння (2.9) прийме вигляд:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} + v_y \frac{\partial C}{\partial y} + (v_z - w_z) \frac{\partial C}{\partial z} = \\ D_x \frac{\partial^2 C}{\partial^2 x} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial^2 y} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial^2 z} + Q(t) \delta(x - x_0(t)) \delta(y - y_0(t)) \delta(z - z_0(t)) \end{aligned} \quad (2.14)$$

Це рівняння на напівпросторі  $z_0 \leq z \leq \infty$  має фундаментальне рішення [25]:

$$\begin{aligned} C(x, y, z, t) = Q(t_0) q(x, y, z, t) = Q(t_0) \frac{\exp\left\{-\frac{(x - v_x t)^2}{4D_x t} - \frac{(y - v_y t)^2}{4D_y t}\right\}}{8\pi \sqrt{\pi D_x D_y D_z t^3}} \times \\ \left( \left[ \exp\left\{-\frac{(z - h - v_z t)^2}{4D_z t}\right\} + \exp\left\{-\frac{v_z(h - z_0)}{D_z} - \frac{(z + h - 2z_0 - v_z t)^2}{4D_z t}\right\} \right] + \right. \\ \left. \frac{v_z + 2\eta}{D_z} \int_0^\infty \left[ \exp\left\{-\frac{(z - h - v_z t)^2}{4D_z t}\right\} + \exp\left\{-\frac{v_z(h - z_0)}{D_z} - \frac{(z + h - 2z_0 - v_z t + \xi)^2}{4D_z t} + \frac{\alpha \xi}{D_z}\right\} \right] d\xi \right) \end{aligned} \quad (2.15)$$

де прийнято, що швидкість гравітаційного осадження домішки  $w_z = 0$  (тобто домішка легка та дуже повільно осаджується під дією сили тяжіння);  $\alpha$  - коефіцієнт, що описує взаємодію домішки (поглинання та розсіювання) з верхніми шарами атмосфери;  $\eta$  - коефіцієнт, що описує взаємодію (поглинання) домішки з підстилковою поверхнею;  $\xi = \int_{t_k}^t D_x(t) dt$  - параметр інтегрування;  $q(x, y, x, t)$  - концентрація домішки від точкового джерела викиду одиничної потужності;  $Q(t_0)$  - потужність викиду точкового джерела. За умови, що коефіцієнт турбулентної дифузії  $D_x(t) = D_x = const$ , маємо  $\xi = D_x(t - t_0)$  і  $d\xi \equiv D_x dt$ .

Рівняння (2.15) отримано для випадку виконання наступних граничних умов [22]:

$$\begin{aligned} G_z \frac{\partial C}{\partial z} + v_z C + \eta C &= 0; \quad \text{if}(z = h) \\ G_z \frac{\partial C}{\partial z} + v_z C + \alpha C &= 0; \quad \text{if}(z = z_0) \end{aligned} \quad (2.16)$$

де верхня умова описує взаємодію домішки з верхньою границею шару розсіювання цієї домішки, а нижня умова - взаємодію домішки з підстилковою поверхнею. У рівняннях (2.16) припускається, що домішка не виходить за межі певного "коридору" по висоті, верхня межа якого обмежена висотою джерела викиду домішки -  $h$ , а нижня - висотою  $z_0$ , де починає проявлятися "шероховатість" поверхні. Припущення про границю верхньої межі справджується для порівняно масивних часток, які осаджуються під дією сили гравітації і які як правило не підіймаються вище висоти  $h$ . Частинки ж невеликої маси можуть знаходитися в атмосфері у звішеному стані досить тривалий час. Проте їх вклад в забруднення повітря у поверхні землі майже нульовий і може не враховуватися.

Начальні умови для отримання рішення (2.15) є "стандартними":  $\forall(x, y, z) \neq (x_0, y_0, z_0): C(t_0, x, y, z) = 0$ ,  $C(t_0, x_0, y_0, z_0) = Q(t_0)$  (якщо джерело викиду є миттєвим і точковим), а також  $((x, y, z) \rightarrow \pm\infty) \Rightarrow C(t, x, y, z) = 0$ .

Для тривалого викиду домішки точкового джерела в атмосферу -  $Q(t)$ , необхідно провести інтегрування правої частини (2.16) по часу тривалості викиду:

$$C(x, y, z, t) = \int_0^T Q(\tau) q(x, y, z, t - \tau) d\tau \quad (2.17)$$

За припущень відсутності вертикальної складової швидкості вітру в приземному шарі атмосфери  $v_z = 0$ , а також відсутності поглинання домішки підстилковою поверхнею  $\eta = 0$ , рівняння (2.15) значно спрощується, та приймає для точкового джерела викиду вигляд:



$$C(x, y, z, t) = Q(t_0) \frac{\exp\left\{-\frac{(x - v_x t)^2}{4D_x t} - \frac{(y - v_y t)^2}{4D_y t}\right\}}{8\pi\sqrt{\pi D_x D_y D_z t^3}} \times \left[ \exp\left\{-\frac{(z - h)^2}{4D_z t}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z + h - 2z_0)^2}{4D_z t}\right\} \right] \quad (2.18)$$

Введемо параметри розподілу часток домішки вздовж координатних осей Ох, Оу, Oz, позначивши їх відповідно через  $\sigma_x(t), \sigma_y(t), \sigma_z(t)$ . Прийmemo, що ці параметри пов'язані з коефіцієнтами турбулентної дифузії домішки в атмосфері  $D_x, D_y, D_z$  наступними виразами:

$$\sigma_x^2(t) = 2D_x t; \quad \sigma_y^2(t) = 2D_y t; \quad \sigma_z^2(t) = 2D_z t \quad (2.19)$$

Параметри  $\sigma_x(t), \sigma_y(t), \sigma_z(t)$  в науковій літературі називаються по різному, як то "масштабні коефіцієнти", "дисперсії координат часток", тощо. Ми будемо просто називати їх "параметрами дисперсії", або просто "дисперсіями", відповідно до їх фізичного змісту в координатних законах розподілу.

Якщо вісі координат розмістити так, щоб напрямок Ох співпадав з напрямком вітру в горизонтальній площині, паралельній поверхні землі, то  $v_y = 0$ . З врахуванням (2.19) рівняння (2.18) можливо переписати у вигляді:

$$C(x, y, z, t) = Q(t_0) \frac{\exp\left\{-\frac{(x - v_x t)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{(y)^2}{2\sigma_y^2}\right\}}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \times \left[ \exp\left\{-\frac{(z - h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z + h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (2.20)$$

В (2.20) прийнято що координати джерела викиду знаходяться в началі системи координат, тобто  $\{x_0 = 0; y_0 = 0; z_0 = 0\}$ .

Нарешті, якщо точка спостереження за концентрацією домішки достатньо віддалена від центру викиду шкідливої домішки, коли  $x \gg y + z - h$ , то можна припустити, що  $\sigma_x = \sigma_y = \sigma$ . Тоді замість (2.20) отримаємо:

$$C(x, y, z, t) = Q(t_0) \frac{\exp\left\{-\frac{(x - v_x t)^2}{2\sigma^2} - \frac{(y)^2}{2\sigma^2}\right\}}{(2\pi)^{3/2} \sigma^2 \sigma_z} \times \left[ \exp\left\{-\frac{(z - h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z + h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (2.21)$$

Рівняння типу (2.20), (2.21) являють собою так звану гауссову модель розсіювання домішки. Перевагою таких моделей є простота реалізації. Проте вони мають ряд недоліків, відмічених у науковій літературі [23]:

- не враховується рельєф місцевості;
- не описується робота джерел забруднення, відмінних від точкових з викидами, відмінними від миттєвих;
- не враховується вертикальна структура приземного шару атмосфери;
- не враховується поглинальна властивість підстилкової поверхні ґрунту;
- не описується коректно поведінка домішки поблизу джерела викиду та на далеких (більше 20 км) відстанях.

Взявши інтеграл по часу від концентрації домішки (2.21) отримаємо стаціонарну модель Гауса для розподілу концентрації домішки у просторі для миттєвого (точкового) викиду, розташованого в точці начала прямокутної системи координат:

$$C(x, y, z) = Q(t_0) \frac{\exp\left\{-\frac{(y)^2}{2\sigma^2}\right\}}{(2\pi)\nu\sigma\sigma_z} \times \left[ \exp\left\{-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (2.22)$$

Відповідне рішення можливо покращити, якщо врахувати сухе осадження домішки, ввівши до рівняння (2.22) функцію  $f_{wz}$  аналогічно тому, як це зроблено в моделі розповсюдження домішки Паскуїлла-Гіффорда, яка є робочою моделлю МАГАТЕ (Міжнародне агентство з атомної енергетики). Тоді, замість (2.22) отримаємо:

$$C(x, y, z) = \frac{Q(t_0)f_{wz}}{(2\pi)\nu\sigma\sigma_z} \exp\left\{-\frac{(y)^2}{2\sigma^2}\right\} \times \left[ \exp\left\{-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right] \quad (2.23)$$

Явний вигляд функції  $f_{wz}$  можливо наближено задати, якщо проінтегрувати по часу складову з рівняння (2.15), за умови, що  $\nu_z = w_z \neq 0$ :

$$F_{wz} = \exp\left\{-\frac{(z-h-w_z t)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+h-w_z t)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{2w_z t(z+h)^2}{\sigma_z^2}\right\} \quad (2.24)$$

Застосувавши інтеграл Гауса по змінній  $t$  до (2.24), матимемо:

$$f_{wz} = \frac{2^{3/2} \pi^{1/2} \sigma_z}{w_z} - \frac{\sigma_z^2}{2w_z(z+h)^2} \quad (2.25)$$

Як видно з рівнянь (2.22), (2.23) гаусові моделі розповсюдження домішок в атмосфері припускають, що таке розповсюдження проходить у вертикальній та горизонтальній площинах практично незалежно один від одного. Тому рівняння (2.23) ми можемо записати у вигляді:

$$\begin{aligned} \tilde{N}(x,y,z) &= \frac{Q}{(2\pi)\nu\sigma\sigma_z} F_1(x,y)F_2(z); \\ F_1(x,y) &= \exp\left\{-\frac{(y)^2}{2\sigma^2}\right\}; \\ F_2(z) &= f_{wz} \times \left( \exp\left\{-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} \right) \end{aligned} \quad (2.26)$$

де  $Q$  - загальна маса викинутої у повітря домішки, причому для миттєвого джерела викиду маємо  $Q = Q(t_0)$ . Рівняння (2.26) досить коректно описує розповсюдження домішки у горизонтальній площині, особливо за умови рівнинного рельєфу. Сума експонент для  $F_2(z)$  відповідає підстилковій поверхні, що не поглинає домішку з атмосфери. При повному поглинанні замість суми повинна стояти різниця експонент.

На випадок кількох джерел викидів домішки в атмосферу рівняння (2.26) слід сформулювати наступним чином:

$$C(x,y,z) = \sum_{i=1}^N \frac{Q_i}{(2\pi)\nu\sigma\sigma_z} F_1(x-x_i, y-y_i) F_2(z-h_i, z+h_i) \quad (2.27)$$

Щоб вирішити це рівняння, необхідно задати невідомі  $Q, \nu, \sigma, \sigma_z, h, w_z$ . Слід брати до уваги, що відповідні величини як правило є змінними, які враховують стан

атмосфери, метеорологічні умови, рельєф місцевості, тип підстилкової поверхні, тощо. Тому навіть рівняння "гаусового" типу, що спрощено описують процес переносу атмосферної домішки, є досить багатими на різноманітні варіанти рішень і дуже сильно залежать від зовнішніх умов, а також від початкових та граничних умов, що склалися.

### **2.3. Приклади моделювання прямих задач переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі**

Для моделювання прямих задач переносу шкідливих домішок в атмосферному повітрі в даний час застосовується велика кількість емпіричних, аналітичних, імітаційних моделей, кожна з яких призначена та застосовується з певними припущеннями і обмеженнями, що відповідно обмежує сферу їх практичного застосування. Єдиної, загальноприйнятої моделі, здатної достовірно описати процеси розповсюдження домішки в атмосфері за будь-якого її стану, з врахуванням різноманіття метеорологічних умов, зміни рельєфу та поглинальних властивостей підстилкової поверхні, однаково ефективною як в ближній зоні джерела викиду домішки, так і на великих відстанях, на теперішній час не існує.

Фактично на даний момент відомо три класи моделей. До першого відносяться моделі, що базуються на фундаментальних теоретичних досягненнях, зокрема на диференційних рівняннях поведінки домішок в умовах турбулентної дифузії, та системах диференційних рівнянь Нав'є - Стокса, що описують поведінку потоків в'язкої, ньютонівської рідини, та були модифіковані для вивчення потоків домішок газів або аерозолів в умовах турбулентної атмосфери.

Другий клас моделей базується на емпіричних припущеннях, що не завжди є строго обумовленими, проте їх характер націлений на те, щоб рішення, отримані за допомогою відповідних моделей з мінімальною похибкою відповідали реальним результатам спостережень.

Нарешті можна виділити ще одну групу моделей, що містять як фундаментальні теоретичні положення, розвинутий математичний апарат, так і

певні припущення. Такі моделі називаються напівемпіричними. В роботі [24] виділені наступні признаки для класифікації моделей процесів розповсюдження домішок в атмосфері: емпіричний або теоретичний характер, рівень деталізації фізичних процесів, тип математичного апарату, стаціонарні або не стаціонарні. Нарешті крім математичних бувають і інші моделі, зокрема фізичні, де процес розповсюдження домішки вивчається за допомогою мереж датчиків з штучним джерелом викидів, або ж за допомогою аеродинамічних труб, з спеціальною підкладкою, що імітує різні типи земної поверхні, включаючи забудову. Для прикладу, саме за допомогою фізичних моделей вивчалось в роки холодної війни розповсюдження біологічних аерозолів в приземному шарі атмосфери. Носієм спеціальної ємкості з цими аерозолями як правило був літак або корабель, тобто «лінійне джерело викиду». А приймачами – збірники біологічних аерозолів, розміщені в певних точках за напрямом вітру.

Вищезазначена класифікація моделей процесів розповсюдження домішок в атмосфері не є загальноприйнятною. Для прикладу в роботі [25] виділяють чотири основних групи математичних моделей розповсюдження домішки: емпіричні, інтегральні, Лагранжеві та CFD-моделі.

Інтегральні моделі в якості характеристик розповсюдження домішок вибирають певні осереднені показники, проінтегровані по деякому об'єму – масу речовини, енергію, концентрацію, температуру, тощо. Практично цей об'єм розглядається як точковий. Зміна вибраних показників з часом задається у формі диференційних рівнянь. Приклади цих моделей – BOX моделі, моделі стаціонарного шлейфу, узагальнені моделі стаціонарного шлейфу, тощо.

Лагранжеві моделі базуються на знанні тривимірного поля швидкості вітру, атмосферній турбулентності та густині повітря. Турбулентність потоку в свою чергу визначається через кінетичну енергію та швидкість її дисипації. Лагранжеві моделі можуть враховувати топографію підстилкової поверхні.

Нарешті CFD – моделі являють собою численні рішення тривимірних диференційних рівнянь Нав'є – Стокса. Ці моделі можуть застосовуватися для модулювання викидів будь-якого типу, в різних метеорологічних умовах, для

складного, урбанізованого рельєфу місцевості. В залежності від степені деталізації існує три групи цих моделей, для кожної з яких використовують ті або інші часткові випадки рівнянь Нав'є – Стокса. Приклад класифікації CFD – моделей наведено на Рис. 2.1, взятому з роботи [25]



Рис. 2.1 Класифікація CFD – моделей по методам розрахунку турбулентних потоків домішок

Як правило, CFD – моделі є нелінійними, дуже складними, і основний метод їх рішення – числовий. При цьому, серед числових методів рішення диференціальних рівнянь розповсюдження домішки найбільш широке розповсюдження отримали методи: кінцевих різностей (FDM), кінцевих елементів (FEM), кінцевих об'ємів (FVM), сімейств Годунова, без осциляційні (TVD, WENO), "гладких гідродинамічних часток" (SPH) [25].

Прикладів застосування CFD – моделей дуже багато наведено в науковій літературі. Ці моделі вирізняє прийнятний рівень точності та високий рівень деталізації процесу розповсюдження домішки. Вони незамінні для моделювання розповсюдження забруднень в приземному шарі атмосфери за умов складного рельєфу місцевості та високої щільності забудови. Проте для розрахунків вони

потребують детальну картину тривимірного поля швидкості вітру, та деталізовану топографію підстилкової поверхні. Збір таких даних потребує багато часу, та в умовах аварій, терористичних актів, тощо є майже не реальним.

У роботі [19] приводяться приклади моделювання розповсюдження забруднення в урбанізованій місцевості. Відповідні моделі базуються на осереднених тривимірних рівняннях Нав'є – Стокса. Їх замикання проводиться за допомогою напівемпіричних або вихрових моделей турбулентності, з врахуванням споруд, рослинності, тощо. При цьому застосовуються RANS та LES методи розрахунку турбулентних потоків домішки. Наведені приклади результатів моделювання, які порівнювалися з даними приладів для забору проб повітря, що розташовувалися на будівлях на місцевості, для якої проводилося моделювання. При цьому детально аналізувалися поля швидкості вітру що створювалися у вуличних "каньйонах", теплові потоки, тощо. Результати моделювання також порівнювалися з результатами, отриманими в аеродинамічних трубах . Приклади результатів моделювання наведені на Рис.2.2 - 2.4, взятих з [19]

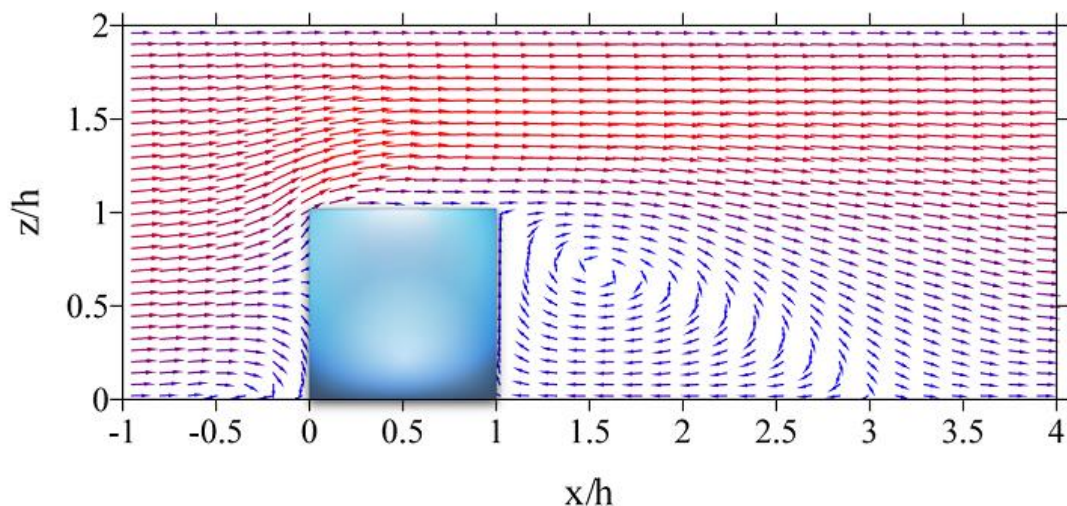


Рис. 2.2. Вплив моделі будівлі (синій квадрат) на векторне поле швидкості вітру

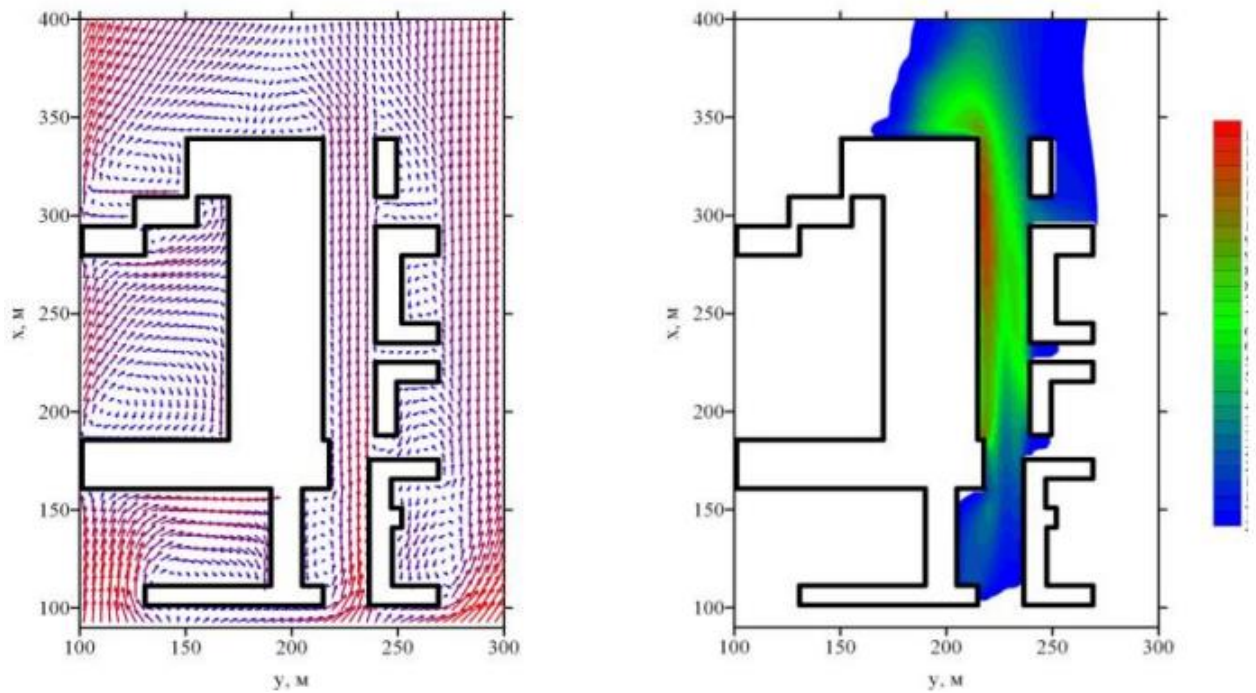


Рис. 2.3 векторне поле швидкості вітру (зліва) та ізолінії концентрації домішки (справа) в місті міської забудови на висоті 3 м. від поверхні землі

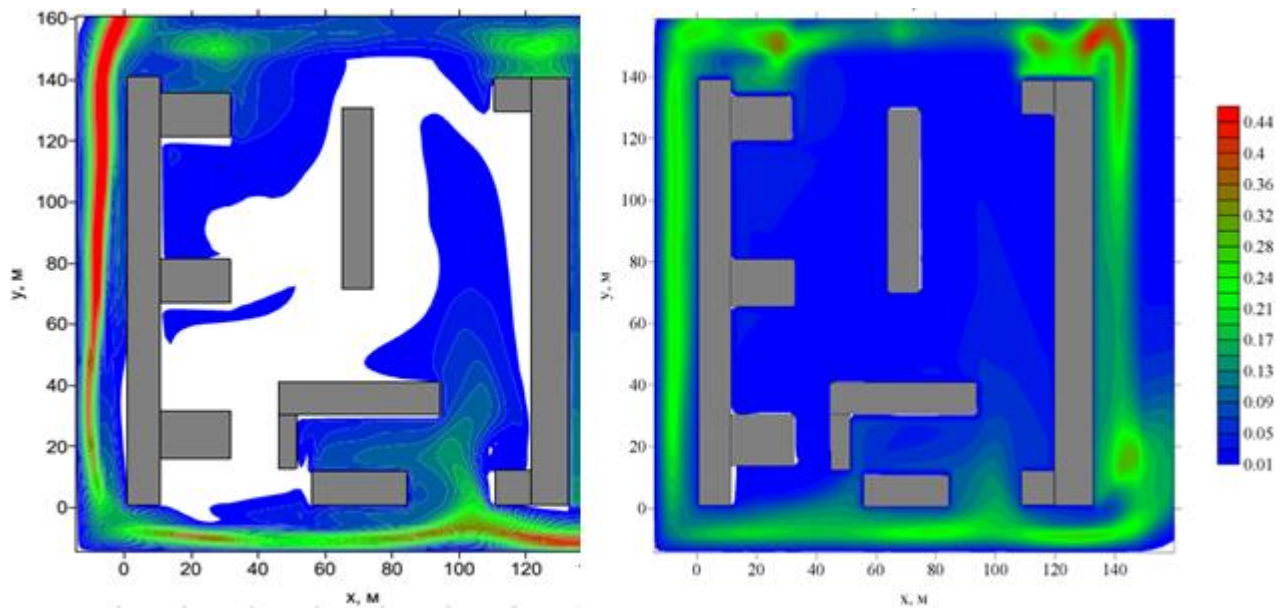


Рис. 2.4 Контурні лінії концентрації домішки для частини міської забудови, висота над рівнем землі – 1,5м. Зліва результати розрахунків по LES – моделі, справа - по RANS моделі [22]

Порівняльний аналіз показує досить високу кореляцію між розрахунками комп'ютерного моделювання, зробленого на основі CFD – моделей потоку домішки в міській забудові та практичними результатами, отриманими в ході спостережень



за потоками повітря, тиску, температури та концентрацією домішки в повітрі у приземному шарі. Разом з тим CFD – моделі, що базуються на численних рішеннях рівнянь Нав'є – Стокса мають і певні недоліки. Один із основних – потреба у потужних обчислювальних ресурсах. Відомі випадки, коли розрахунки на таких моделях проводилися довше одного місяця. Тому з точки зору оперативності такі моделі не є придатними для задач підтримки прийняття рішень в системах моніторингу забруднення повітря небезпечними домішками в районах розміщення об'єктів з великим скупченням населення, зокрема аеропортів.

З точки зору оперативності результатів більший інтерес становлять напівемпіричні математичні моделі турбулентної дифузії домішок у повітрі, в якості рішень яких виступають різні варіації гаусового розподілу концентрацій. Таких моделей на теперішній час є дуже багато. Причому моделюються як точкові, так і лінійні та площинні джерела викидів, джерела з "залповим" викидом, та викидом домішок що протяжні у часі, одиночні та розподілені у просторі множинні джерела викидів. При моделюванні намагаються врахувати якомога більше параметрів середовища розповсюдження домішки, так щоб результати моделювання як можна краще відповідали б результатам спостережень.

На теперішній час "моделі Гауса", тобто математичні моделі, що базуються на рівняннях (2.20), (2.22) становлять основу різноманітних методик прогнозування наслідків інцидентів та аварій з небезпечними домішками. Як підмічено в роботі [22] моделі гаусового типу домінують в більшості нормативних документів, що регламентують порядок та правила розрахунків приземних концентрацій небезпечних домішок в атмосферному повітрі. Зокрема, для розрахунку результатів хімічного зараження повітря у нас використовують методика ОНД-86. В інших країнах цей підхід також є домінуючим, так як дозволяє наближено оцінити масштаби та наслідки забруднення атмосфери небезпечними домішками в разі інцидентів різноманітної природи за наявності мінімальної інформації про стан приземного шару атмосфери та підстилкової поверхні [27]. Широкого розповсюдження набули методика Світового банку, методики класу HGSYSTEM, методики, створені такими організаціями як TNO (Голландія), Det Norske Veritas

(DNV Technica) (Норвегія), US Environmental Protection Agency (EPA - агентство захисту навколишнього середовища США), NIST (Національний інститут стандартів і технологій США), методики класу DEGADIS. Розроблені методики реалізуються у вигляді певних програмних продуктів.

В моделях гаусового типу розповсюдження домішки у повітрі підпорядковується нормальному закону розподілу, а вся фізика процесу вводиться шляхом внесення правок в коефіцієнти та параметри, що входять до гаусових рівнянь (2.20), (2.22). Як приклад, можна навести моделі Паскуїлла – Брігса, Паскуїлла – Гіффорда та інші [24].

Автор в ході відпрацювання дипломної роботи протестував програмний продукт «Повітря», розроблений в Інституті проблем математичних машин і систем Академії наук України. Даний програмний продукт призначений для прогнозування масштабів забруднення при аваріях з небезпечними хімічними речовинами (далі - НХР) на промислових об'єктах, автомобільному, річковому, залізничному і трубопроводному транспорті і може бути використана для розрахунків на морському транспорті, якщо хмара НХР при аварії на ньому може дістати прибережної зони, де мешкає населення. Методика застосовується тільки для НХР, які зберігаються у газоподібному або рідкому стані під тиском і які в момент викиду, виливу переходять в газоподібний стан і створюють первинну або вторинну хмару НХР.

Програмний продукт «Повітря» реалізовано на основі використання WEB-технологій. Схематично структура системи представлена на рис. 2.5.

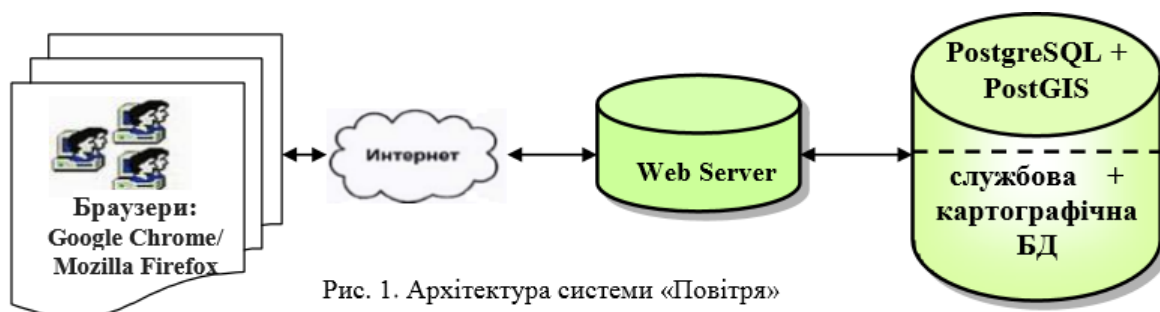


Рис. 1. Архітектура системи «Повітря»

Рис. 2.5. Архітектура програмного продукту "Повітря"

Для розробки програмного продукту використано наступні мови програмування: JavaScript – для створення інтерфейсу Користувача і використання AJAX-підходу до побудови web застосунків та PHP – для встановлення зв'язку між web - сервером та базою даних. Як СУБД вибрано PostgreSQL, що є вільною об'єктно-реляційною системою управління базами даних. PostGIS додає додаткову функціональність до СУБД PostgreSQL. А саме: розширює можливості PostgreSQL з точки зору зберігання просторових даних, запитів до них і управління ними.

Було проведено імітаційне моделювання аварії на ємності зі зберігання небезпечної хімічної речовини "Хлор" для різних умов атмосферної стійкості повітря: інверсія, конвекція, ізотермія. Начальні умови: маса викинутої речовини – 100 тон, швидкість вітру – 4 м/с, температура повітря – 20 °С, термін дії джерела забруднення повітря – 0,75 год. Результати прогнозованого розповсюдження зони зараження повітря хлором наведено у таблиці 2.1.

Таблиця 2.1

Прогнозоване розповсюдження зони зараження повітря хлором

Прогнозовані зони зараження	Умова атмосферної стійкості повітря		
	Інверсія	Конвекція	Ізотермія
Площа ПЗХЗ, км <sup>2</sup>	244,2	13,1	25,27
Площа ЗМХЗ, км <sup>2</sup>	896,57	16,58	56,51
Ширина зони зараження, км	3,05	1,78	1,93
Глибина зони зараження, км	47,8	6,5	12

На рисунках 2.6, 2.7 відображено результати моделювання.

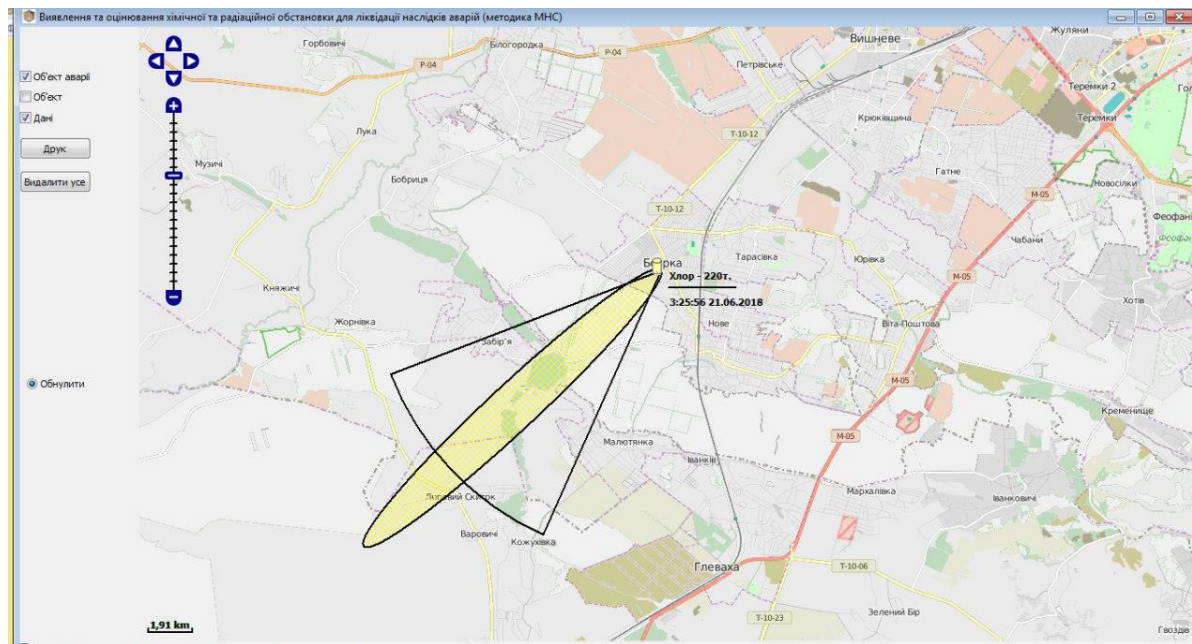


Рис 2.6. Прогнозування первинної та вторинної зон в результаті викиду речовини «Хлор»

Дані для розрахунку хімічної обстановки

Початкові дані для розрахунку

1. Вид розрахунку

Довгострокове (оперативне) прогнозування

Аварійне прогнозування  Аварійне планування

2. Початкові дані для аварійного прогнозування

НХР: Хлор

Кількість НХР, тонн: 100

Швидкість вітру, м/с: 4

Температура повітря, С: 20

Напрямок вітру, град.: 60

Дата: 19.06.2019

Час: 12:45:00

Оцінка ступеню вертикальної стійкості повітря

Хмарність  Температура  Явно  Інверсія

Площа ПЗХЗ складає 244,20 кв.км.  
 Площа ЗНХЗ складає 896,57 кв.км.  
 Ширина зони прогнозованого хімічного забруднення складає 3,05 км.  
 Глибина зони прогнозованого хімічного забруднення складає 47,80 км.

Рис. 2.7. Вигляд екрану персонального комп'ютера з розрахунками результатів зараження повітря хлором за умови інверсії

Слід зазначити, що розповсюдження забрудненого хлором повітря істотно залежить від зовнішніх метеорологічних умов, зокрема від ступені атмосферної стійкості повітря (інверсія, ізотермія, конвекція). Найбільше розповсюдження

забруднення спостерігається при інверсії. Хлор є важчим за повітря, тому його концентрація істотно залежить від рельєфу місцевості. Він концентрується у низинах. Проте протестоване програмне забезпечення не враховує рельєф місцевості і дані моделювання можуть значно відрізнятись від реальної картини зараження повітря на складному (не рівнинному) рельєфі місцевості.

Приклад моделювання розповсюдження біологічного аерозолію від лінійного джерела у приземному шарі повітря наведено у роботі [28]. Результатом є сплюснутий з боку розміщення джерела аерозолію еліпс (Рис. 2.8.).

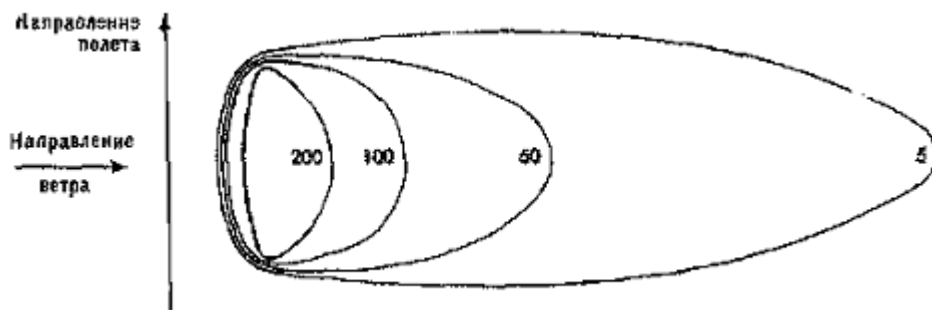


Рис. 2.8. Конфігурація зони забруднення повітря (концентрація в мг/куб.м.) не летючим біологічним агентом від лінійного джерела викиду з літака над поверхнею землі

Нарешті, в роботах [13], [11] наведено приклади як CFD, так і гаусової моделей розповсюдження зараження повітря для кількох джерел викиду димішок в атмосферу.

В [17]) представлено численну 3-d модель процесу розсіювання димішки в атмосферному повітрі, в основі якої трьохвимірне рівняння масопереносу. Відповідне рівняння враховує поле швидкості вітрового потоку, атмосферну дифузію, інтенсивність емісії хімічної речовини, наявність міської забудови. Поле швидкості вітрового потоку обраховується за допомогою тривимірного рівняння для потенціалу швидкості.

Представлену модель слід віднести до класу CFD – моделей, проте на відміну від більшості подібних моделей, де застосовуються рівняння Нав'є – Стокса з певною моделлю турбулентної дифузії, зазначена робота базується на тривимірному рівнянні масопереносу, тобто на законі збереження речовини. Результати численного моделювання локальної хімічної атаки (розглядаються контури двох будівель) при швидкості вітру на висоті 2 метри від поверхні землі – 6 м/с представлено на Рис. 2.9.

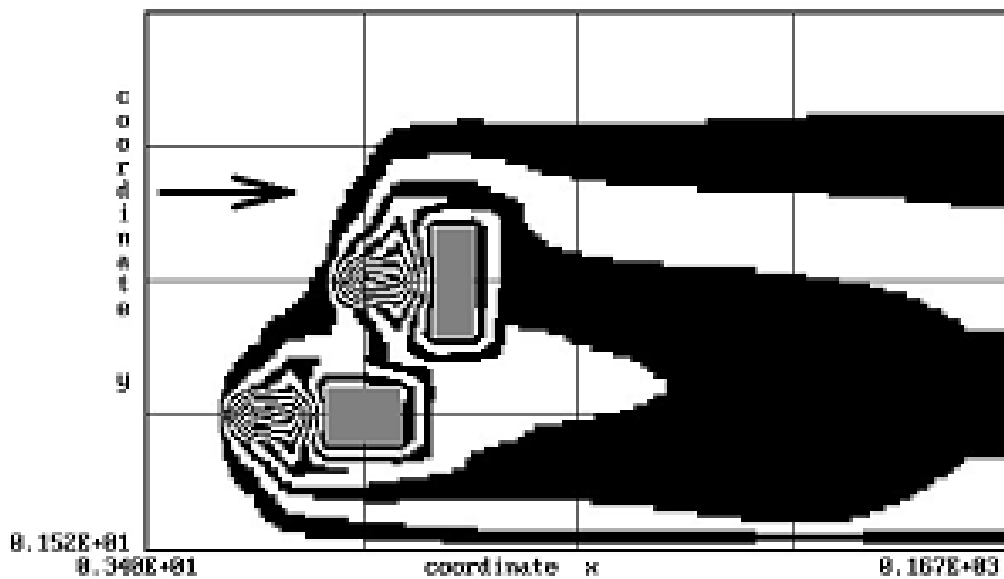


Рис.2.9. Результат моделювання зони хімічного зараження повітря у приземному шарі атмосфери ( $h=2\text{м.}$ ) внаслідок терористичної атаки [13]

Як видно з Рис. 2.9. будівлі грають роль певного бар'єру, поблизу якого з навітряної та підвітряної сторін спостерігається істотна різниця концентрацій домішки. Модель дозволяє досить швидко (протягом 10 секунд) обрахувати зону зараження, проте вона істотно залежить від припущень про вигляд коефіцієнтів турбулентної дифузії, знання яких не потребується для випадку рівнянь Нав'є – Стокса.

У роботі [15] для розрахунку поля концентрації домішки застосовано гаусову модель, ідентичну (2.22), тільки для кількох джерел забруднення атмосфери.

Кожне з джерел забруднення відрізняється своїми координатами та висотою. Результати розрахунків за даною моделлю представлені на Рис. 2.10.

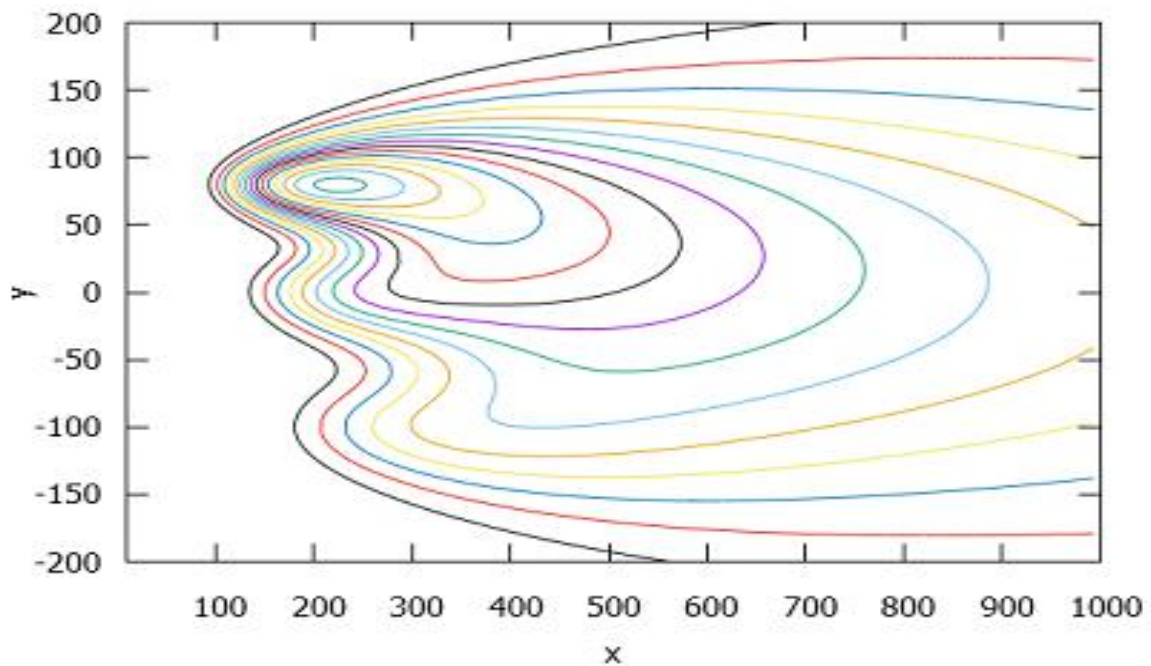


Рис. 2.10. Розподіл концентрації домішки у приземному шарі від трьох джерел викиду [15]

Розрахунки зроблені для умови міської забудови, проте параметри дисперсії (функції розсіювання)  $\sigma_y, \sigma_z$  задаються лінійно в залежності від стану атмосферної стійкості повітря. При цьому конкретний вигляд забудови, та знання поля розподілу швидкості вітрового потоку не вимагається. Тобто модель демонструє більш спрощені результати моделювання, ніж попередня CFD модель.

### Висновок до розділу 2

У розділі розглянуто математичний апарат, що застосовується для комп'ютерного моделювання процесу розповсюдження атмосферної домішки в умовах турбулентної дифузії як за простих, так і за складних випадків метеорологічних умов та підстилкової поверхні.

Не дивлячись на все різноманіття математичних моделей, що описують перенос домішки в турбулентній атмосфері, вони умовно можуть бути поділені на дві групи – CFD та гаусового типу. CFD моделі базуються на фундаментальних рівняннях Нав'є - Стокса або рівняннях масо переносу та застосовуються до складних метеорологічних умов у приземному шарі атмосфери з врахуванням

топографії, рельєфу місцевості та її забудови. Дуже багато таких моделей використовують для прогнозування розповсюдження шкідливих домішок у містах, причому ці моделі дуже чутливі до змін вітрових потоків. Як правило їх застосовують на порівняно невеликих масштабах – до 10-20 км., так як дуже важко отримати деталізоване поле розподілу вітрових потоків для великих масштабів території. Крім того, такі моделі є досить складними, пошук рішень диференційних рівнянь проводиться числовими методами, які вимагають значних обчислювальних ресурсів і часу на отримання рішень.

На противагу CFD - моделям гаусові моделі використовують припущення про нормальний розподіл концентрації домішки в атмосфері, а фізика процесу враховується за рахунок коефіцієнтів та параметрів, які повинні описувати стан атмосфери, швидкість осідання домішки, хімічних перетворень домішки, рельєф місцевості, тощо. Відповідні коефіцієнти та параметри підбираються таким чином, щоб як більш оптимально відповідати даним спостережень. Такі моделі знаходять своє застосування для задач наближеного розрахунку прогнозного розподілу концентрації домішки в атмосфері, в умовах рівнинного рельєфу та стабільного напрямку і швидкості вітру. Оптимальним є їх застосування для розрахункових задач, що потребують рішення в режимі часу, близькому до реального, на масштабах до 10-20 км, або ж масштабах більше 100 км, де стосовно швидкості та напрямку вітру беруть осереднені дані в залежності від шарів атмосфери, де проходить перенос домішки. Найбільш складними є масштаби 20-100 км., де дуже мало математичних моделей, які можуть достовірно описати розподіл концентрацій домішок в повітрі .

У розділі наведено приклади результатів моделювання переносу домішок в атмосферному повітрі як для CFD, так і для гаусових моделей. Ці моделі різняться рівнем деталізації, складністю підстилкової поверхні, типом джерела викиду (точкове, лінійне, площинне), тощо. Також автором було протестовано одну з моделей гаусового типу, розроблену в одному з інститутів АН України. Коротко відмічені її недоліки.



# РОЗДІЛ 3. АЛГОРИТМ РІШЕННЯ ЗВОРотної ЗАДАЧІ ВІДНОВЛЕННЯ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦІЙ ДОМІШОК В АТМОСФЕРІ ПО ДАНИМ МОНІТОРИНГУ


## 3.1. Аналіз зворотних задач для відновлення поля концентрації домішок у повітрі за даними з датчиків систем моніторингу якості повітря

Задачі відновлення поля концентрації домішок у повітрі за даними окремих вимірювань можна умовно розділити на два класи. До першого відносяться зворотні задачі відновлення поля концентрацій домішок у повітрі для великих просторових масштабів у сотні та тисячі кілометрів. Як правило, такі зараження повітря виникають внаслідок висотних викидів великих мас домішок в атмосферу. Прикладами є аварії на атомних станціях, де радіоактивні аерозолі переносяться у повітрі на багато сотень, і навіть на тисячі кілометрів.

Інший тип задач – відновлення поля концентрацій домішок у локальних районах, що простягаються від джерела забруднення на кілька десятків кілометрів. Не дивлячись на схожість постановки цих завдань, вони більш складні, та істотно відрізняються за підходами до їх рішень.

Візьмемо напівемпіричне рівняння турбулентної дифузії типу (2.8), та запишемо його для поля точкових, протяжних у часі джерел викиду забруднення в атмосферу:

$$\frac{\partial x_{ik}}{\partial t} + \text{div}(\mathbf{u}x_{ik}) - \text{div}(K \nabla x_{ik}) = Q_k(t) \quad (3.1)$$

де  $x_{ik}$  являє собою  $i$ -ту координату  $k$ -го джерела викиду, а функції маси викиду шкідливих домішок  $Q_k(t)$  підпорядковуються умовам: 

<b>Кафедра КІТ (47)</b>				<b>НАУ 21.36.70 000 ПЗ</b>			
Виконавиця	Слободяник К.В.			<b>АЛГОРИТМ РІШЕННЯ ЗВОРотної ЗАДАЧІ ВІДНОВЛЕННЯ ПОЛЯ КОНЦЕНТРАЦІЙ ДОМІШОК</b>	Літера	Аркуш	Аркушів
Керівник	Моденов Ю.Б.					65	31
Консультант					<b>УС-212М 122</b>		
Н.Контроль	Райчев І.Е.						

де  $T_k$  - тривалість викиду домішки від  $k$ -го джерела викиду. У дужках зліва формули (3.1) розміщений математичний вираз, який являє собою складний оператор, що діє на просторово-часове поле концентрації домішки  $C(x, y, z, t)$ . Цей оператор для спрощення перепозначимо:

$$\hat{G}(x, y, z, t) \equiv \left( \frac{\partial}{\partial t} + \sum_i v_i \frac{\partial}{\partial x_i} - w_z \frac{\partial}{\partial x_z} - \sum_i \frac{\partial}{\partial x_i} D_{ij} \sum_j \frac{\partial}{\partial x_j} + \beta \right) \quad (3.2)$$

Тоді (3.1) прийме більш компактний вигляд:

$$\hat{G}(x, y, z, t) C(x, y, z, t) = \sum_k Q_k(t) \prod_i \delta(x_i - x_{ik}) \quad (3.3)$$

Задача (3.3) являє собою пряму задачу визначення зміни поля концентрації домішки у просторі та часі по характеристикам джерел викиду домішки в атмосферу. Тепер припустимо, що права частина (3.3) нам не відома. Проте відомий набір дискретних значень  $[C(x_1, y_1, z_1, t_1), C(x_2, y_2, z_2, t_2), \dots, C(x_k, y_k, z_k, t_k)]$  функції  $C(x, y, z, t)$ . Нехай також існує деякий зворотній оператор  $\hat{G}^{-1}(x, y, z, t)$ , такий що  $\hat{G}^{-1}(x, y, z, t) \hat{G}(x, y, z, t) \tilde{N}(x, y, z, t) = \tilde{N}(x, y, z, t)$ . Тобто комбінація операторів  $\hat{G}^{-1}(x, y, z, t) \hat{G}(x, y, z, t)$  діє на функцію  $C(x, y, z, t)$  як деякий одиничний оператор. Тоді частковий приклад зворотної до (3.3) задачі визначення поля концентрації  $C(x, y, z, t)$  можемо представити у вигляді заміни  $\left[ \sum_k Q_k(t) \prod_i \delta(x_i - x_{ik}) \right]$  у (3.3) на :

$$C(x, y, z, t) = \hat{G}^{-1}(x, y, z, t) [C(x_i, y_i, z_i, t_i); i = \overline{1, k}] \quad (3.4)$$

Аналіз (3.4) показує, що навіть якщо існує оператор  $\hat{G}^{-1}(x, y, z, t)$ , то зворотна задача (3.4) все одно є некоректно поставленою як мінімум по одному показнику – однозначності рішення. Поняття коректності математичної постановки задачі вперше було визначено Ж.Адамаром до вузького класу математичних задач, та в подальшому було розширено. Не приводячи строгого математичного визначення, вкажемо що під "математично коректною" постановкою задачі розуміється задача,

що задовольняє наступним умовам: для всякого набору вхідних даних із заданої множини існує рішення задачі і це рішення визначено однозначно, крім того відповідне рішення є "стійким", тобто малі зміни у вхідних даних не повинні приводити до скачко подібних змін рішень, що виходять за межу області значень цих рішень.

Слід сказати, що рішення зворотних задач в теорії турбулентної дифузії домішок в атмосфері стали досліджувати порівняно не давно і цій тематиці посвячено порівняно не велику кількість робіт. Серед них слід назвати роботи В.Зуєва, А.Старченко, Т. Колодій, Е. Лоскутової, Е. Семенчиної, М.Кузякіної, А.Пененко, К. Роджерса, А.Дойча, Т. Траутмана, І.Ентинг та інших.

Для відновлення поля концентрацій домішок на великих відстанях домінує підхід, що базується на методі зворотних траєкторій, включаючи його різні модифікації. Класичний метод зворотних траєкторій виходить з припущення, що існує статистичний зв'язок між рівнем концентрації домішки в точці моніторингу, та певними територіями, звідки ця домішка поступила в точку моніторингу. Таке припущення базується на тому факті, що на великих масштабах шляхи руху повітряних мас є досить усталеними, та залежать від пори доби та пори року. Тому наявність великих масивів статистичних даних руху повітряних мас на висотах від 0,5 до 12 км дає можливість від слідкувати шлях руху домішок у повітрі (рози вітрів) і визначити місце розташування джерела забруднення. Отже метою методу зворотних траєкторій є встановлення залежності між фактом підвищених концентрацій певних домішок у повітрі і джерелом їх викиду та траєкторією їх руху. Така залежність встановлюється за допомогою численних даних моніторингу та метеорологічних спостережень, експериментальним вивченням розповсюдження аерозолів в атмосфері (не шкідливі домішки випускають в атмосферу в установлених точках) а також при попаданні в атмосферу домішок природного або техногенного характеру. Такими домішками може бути пісок з пустинь, вулканічний пил, радіоактивні матеріали під час аварій на об'єктах атомної промисловості або військових об'єктах, тощо.

Так як траєкторії не є прямими лініями, то вони приходять в точку моніторингового спостереження під певним кутом. Таким чином кожен кут дає нам траєкторію, звідки в точку метеорологічного спостереження (в залежності від часу доби і пори року) поступає домішка. Приклад таких траєкторій руху домішок до точки спостереження зображено на Рис. 3.1.

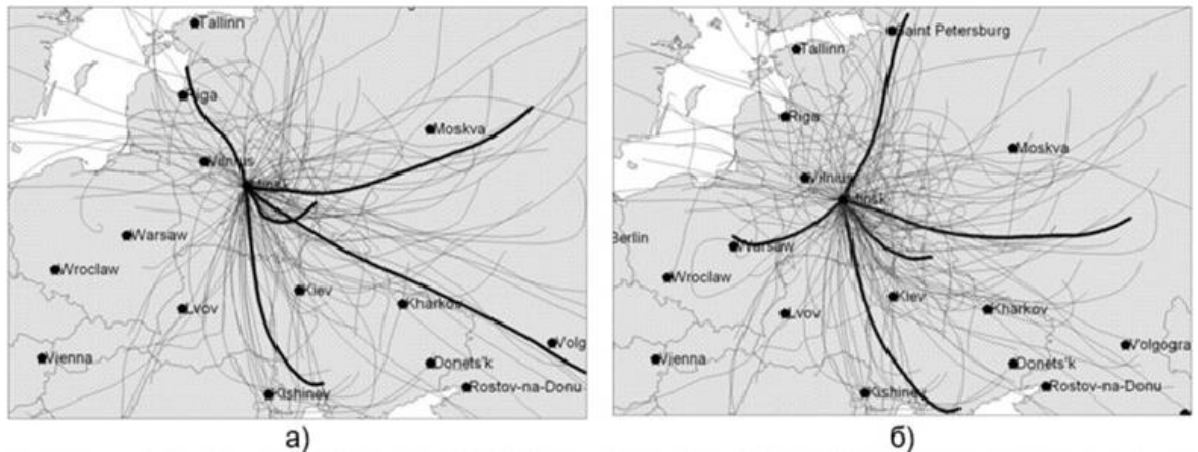


Рис. 3.1 Траєкторії руху забруднених повітряних мас по станції моніторингу Мінськ за 2004-2011 роки протягом холодної пори року для великодисперсних (а) та мілкодисперсних (б) часток [29]

На основі класичного методу зворотних траєкторій розроблено багато модифікацій, метою яких є визначення по даним окремих спостережень координат джерела забруднень та маси домішки, викинутої в атмосферне повітря. Зокрема в роботі [30] представлено варіант методу зворотних траєкторій, зв'язаних з концентраціями. При цьому район проходження забруднених домішками повітряних мас розбивається на двомірні чарунки, кожній з яких поставлено у відповідність середнє значення концентрації домішки  $C_{ij}$ , що може бути зафіксовано засобами моніторингу при умові проходження траєкторії домішки над цією чарункою, тобто:

$$C_{ij} = \frac{1}{L} \sum_{l=1}^L c(l) \quad (3.5)$$

де  $(i, j)$  - координати відповідної чарунки,  $L$  - загальна кількість вимірювань,  $c(l)$  - концентрація домішки, яка фіксується в точці моніторингу в  $l$ -ому вимірюванні,

$\tau_{ij}(l)$  - час перебування над територією  $(i, j)$  - чарунки зворотної траєкторії домішки, що стартує з точки моніторингу в момент часу, що відповідає  $l$ -ому вимірюванню. При цьому чарунки, що мають високі значення концентрації домішки  $C_{ij}$  приймаються за ймовірні джерела домішки.

Таким чином зміст класичного методу зворотних траєкторій та його модифікацій полягає в установленні статистичної залежності між рівнями концентрації домішки, зафіксованими в точці спостереження та територіями, над якими проходили повітряні потоки до цієї точки.

В роботі [31] існуючі методи зворотних траєкторій умовно поділені на три групи:

- методи Л. Ешбо (методи розрахунку функції потенційного вкладу джерела);
- методи П.Зайберта – для розрахунку середнього поля концентрації домішки;
- методи А.Штоля – для розрахунку розподіленого середнього поля концентрації.

Проте у всіх групах методів основою є набір зворотних траєкторій, та розбивка вивчаємої території на поверхню землі на множину нерухомих фіксованих об'ємних чарунок, розмір яких вважається "одиничним". Перехід від множини лагранжевих траєкторій до статичної ейлерової розрахункової сітки здійснюється за допомогою різних процедур усереднення та фільтрації (згладжування) по точкам траєкторії, що попадають у відповідну Ейлерову чарунку сітки. Приклади підходів до реалізації методу зворотних траєкторій наведені також в роботах [32], [33], та багатьох інших.

Інший принциповий підхід до відновлення поля концентрації домішок в атмосфері полягає у поєднанні рішення задачі переносу домішки з результатами моніторингу. Таким чином поєднуються процеси моделювання переносу домішок в атмосфері з процесами організації мережі спостереження за станом атмосфери.

Аналіз рівнянь типу Паскуїлла-Гіффорда (2.23) показує, що відновлення поля концентрації домішки  $C(x,y,z)$  потребує знання кортежу параметрів  $\langle \tau_{ij}(l), C_{ij} \rangle$ . Їх одночасне знаходження є надзвичайно складною задачею. Тому як правило ставиться задача пошуку одного-двох параметрів з усього

кортежу за умови, що всі інші параметри відомі або можуть бути знайдені за деякими непрямими ознаками результатів спостережень.

В роботі [34] приводиться класифікація зворотних задач, яку можливо застосувати і до задач відновлення поля концентрації домішок по даним моніторингу:

- ретроспективні зворотні задачі – задачі на визначення начального стану об'єкту дослідження по деяким функціоналам або операторам рішень;
- коефіцієнтні зворотні задачі – задачі, в яких необхідно визначити коефіцієнти при диференціальних операторах та вільні члени;
- граничні зворотні задачі – задачі на визначення граничних умов;
- геометричні зворотні задачі – задачі визначення областей простору, на яких визначено об'єкт дослідження;
- зворотні задачі змішаних типів – невідомими є параметри з кількох вищезазначених задач.

Крім того, активно розвивається напрямок, що суміщає рішення прямих та зворотних задач розповсюдження домішки в атмосфері. При цьому результати моніторингу, та інші апріорні дані що мають відношення до задачі відновлення поля концентрацій домішок доповнюються інформацією про фізичні процеси, що проходять в атмосфері, та математичними моделями для обробки різномірної інформації та прогнозу. Зокрема в роботі [35] пропонується розробка компромісних математичних моделей, що включають в себе данні натурних випробувань, теоретичний опис процесів розповсюдження домішки, інформацію про структуру та характеристики ймовірних джерел викиду домішок, дисперсний состав домішок, інформацію про метеорологічні поля в зоні моніторингу. Такі моделі на думку автора дозволять надійно контролювати поля концентрації домішок та їх зміни.

Задачі відновлення поля концентрації домішок в атмосфері можуть розглядатися в залежності від їх постановки як: задачі управління, коли необхідно підібрати параметри моделей так, щоб побудоване поле концентрацій домішки з певною точністю співпадало з результатами спостережень в точках моніторингу. В таких моделях пошук невідомих параметрів проводиться їх підгоном через

покрокову ітерацію, шляхом послідовної роботи прямої та зворотної задач. Інший підхід передбачає пряме рішення зворотних задач з включенням певних евристичних даних щодо частини невідомих параметрів. Крім того, може розглядатися послідовність зворотних задач, в яких рішення таких задач на певному кроці може розглядатися як вхідна інформація для наступної ітерації рішення зворотної задачі. Задачі відновлення поля концентрації домішок в атмосфері мають багатокритеріальний характер і направлені на пошук компромісних рішень між даними моніторингу і додатковою апріорною інформацією. Як правило в них потребують свого визначення або уточнення ряд параметрів. Зокрема до такого класу відносяться задачі оцінки положення та потужності джерела шкідливої домішки по результатам не прямих спостережень. Як правило відповідні показники є не відомими, або ж відомі наближено, зокрема відомі дані по об'єктах токсичних речовин, що зберігаються на підприємствах, проте дуже важко оцінити їх частку, що була викинута в атмосферу. В такому випадку спільне рішення прямої та зворотної задач за умови наявності інформації про концентрації домішки в окремих пунктах спостережень дозволяє істотно уточнити як інформацію про джерело домішки, так і інформацію стосовно поля розподілу її концентрації у повітрі  $C(x, y, z, t)$ . Фактично стоїть задача відновлення інформації про джерела викиду домішки в атмосферу  $Q(t)\delta(x-x_0(t))\delta(y-y_0(t))\delta(z-z_0(t))$  та  $\sum_j Q_j(t)\delta(x_i-x_{ij}(t))$  в правих частинах диференціальних рівнянь (2.14), (2.9) відповідно.

В роботі [3] представлено обзор зворотних задач, що застосовуються для ідентифікації джерел викидів домішок в атмосферу. Констатується, що рішення таких задач зустрічає ряд істотних ускладнень, що пов'язані з прогалинами в даних вимірювань (їх частоті, якості, розміщенням пунктів спостережень, тощо) та невизначеністю характеристик джерела викидів забруднювача в атмосферу. Вважається доцільним сумісне рішення прямих і зворотних задач розподілу домішок в атмосфері на основі даних вимірювань концентрації домішки в окремих пунктах спостережень. Особлива увага приділяється методам рецепторного

моделювання (Receptor Modeling) для вирішення зворотних задач розповсюдження домішок в атмосфері. Наводиться постановка таких задач:

$$X_{ij} = \sum_p g_{ip} F_{pj} + e_{ij} \quad (3.6)$$

де  $X_{ij}$  - результати вимірювань концентрації  $j$ -ої хімічної рецептури в  $i$ -му зразку;  $g_{ip}$  - вклад  $p$ -го джерела в  $i$ -ий зразок;  $F_{pj}$  - концентрація  $j$ -ої рецептури в матеріалі, що викидається  $p$ -им джерелом;  $e_{ij}$  - доля вимірювань, які не можуть бути підігнані моделлю. Відмічається, що методи рецепторного моделювання [36] розповсюджені в світовій практиці, та майже не знаходять свого застосування в країнах СНГ.

В роботі [37] параметри джерел викидів визначаються шляхом мінімізації функціоналу:

$$F = \sum_{i,k} \left( M_i(X_k, Y_k) - G(\vec{a}) \right)^2 \quad (3.7)$$

$$G(\vec{a}) = \sum_j Q_{ij} w_{jk} + I_{ik} - \sum_j Q_{ij} p_{jk} \quad (3.8)$$

де  $Q_{ij}$  - маса викиду  $i$ -ої речовини  $j$ -им джерелом;  $w_{jk}$  - вклад  $j$ -го джерела в  $k$ -ій точці;  $I_{ik}$  - вклад фонових значень;  $p_{jk}$  - доля викиду  $j$ -го джерела, що виходить за межі території спостереження;  $M_i(X_k, Y_k)$  - маса  $i$ -ої речовини в  $k$ -ій точці. Задача (3.7) – (3.8) як і більшість подібних зворотних задач, можуть мати кілька рішень і потребують додаткових досліджень на однозначність рішення.

Багато задач присвячені відновленню потужності джерела викиду домішок в атмосферу за відомого розподілу концентрації домішки у просторі та часі  $C(x, y, t)$ . Приклади рішення таких задач наведені в роботах [38], [39], [40]. Рішення таких задач базується на застосуванні методів "спряжених задач", алгоритмах паралельних обчислень, методі функціональної апроксимації, та інших.

У роботі [41] запропоновано метод оцінювання параметрів стаціонарних джерел викидів на основі моделі Гауса за даними оперативного моніторингу зони розсіювання з використанням БПЛА. Задача поставлена у вигляді: оцінити параметр потужності джерела викиду  $Q$  за рядом вимірювань значень  $C(x, y, z)$  у заданих



точках, в разі знання параметрів  $T, u$  та інформації про джерело викиду (висота і діаметр труби). Додатково розглянуто задачу підвищення точності і достовірності вимірювань  $Q$  за рахунок оптимального розміщення пунктів спостереження. Показано, що якщо значення спостережень не достатньо точні, тоді похибка за даними вимірювань вздовж осі  $y$  буде зростати з кількістю вимірювань, оскільки експоненціальна функція дуже чутлива до числа, що стоїть у її степені. Для оцінювання параметра  $Q$  достатньо 5 вимірювань вздовж осі  $x$ . Якщо отримані результати є не досить точними, то число вимірювань слід підняти до 7-9 даних спостережень.

В роботах [18], [13] наводяться приклади формальної постановки задач відновлення поля концентрації домішки в атмосфері та можливі підходи щодо їх рішення. В науковій літературі зустрічаються наступні постановки таких задач:

- задача визначення координат джерела домішки  $(x_0, y_0, z_0 = h)$  за умови відомих параметрів  ~~$(\bar{C}, \bar{v}_x, \bar{v}_y, \bar{w}, \sigma_x, \sigma_y, \sigma_z, \beta, \lambda_1, \lambda_2, \varphi(x, y, z))$~~ , де:  $\bar{C}(x, y, z, t)$  - середнє (усереднене по швидкості вітру) значення концентрації домішки в атмосфері в точці  $x, y, z$  в момент часу  $t$  (в подальшому замість  $\bar{C}$  будемо писати  $C$ );  $v_x, v_y$  - проекції середньої швидкості вітру в горизонтальній площині на осі координат  $Ox, Oy$ ;  $w$  - середня швидкість осадження домішки;  $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$  - дисперсія розподілу домішки вздовж координатних осей  $Ox, Oy, Oz$  в момент часу  $t$ ;  $Q$  - кількість домішки, викинутої в атмосферу джерелом викиду;  $\beta$  - ймовірність поглинання домішки підстилковою поверхнею;  $\lambda_1, \lambda_2$  - параметри, що визначають зниження концентрації домішки за рахунок процесів її вимивання та хімічних реакцій в атмосфері;  $\varphi(x, y, z)$  - фонові значення концентрацій домішки в атмосфері.

- задача визначення координат джерела домішки  $(x_0, y_0, z_0 = h)$  та її кількості, викинутої в атмосферу  $Q$ , за умови відомих параметрів  ~~$(\bar{C}, \bar{v}_x, \bar{v}_y, \bar{w}, \sigma_x, \sigma_y, \sigma_z, \beta, \lambda_1, \lambda_2, \varphi(x, y, z))$~~ . Ця задача є більш повним випадком попередньої задачі. Проте до цієї пори вона не має достатньо надійних рішень. Складність визиває задача визначення місцеположення джерела викидів домішки в

атмосферу. Її рішення базується на аналізі траєкторій повітряних потоків, що переносять забруднення [42]. Визначення цих траєкторій потребує тривалих та точних даних моніторингу, доповнених даними метеорологічних спостережень. Крім того, для невеликих масштабів та залпових викидів ці методи можуть давати істотні похибки і є малопридатними.

- задача визначення дисперсій розподілу домішки  $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$  вздовж координатних осей  $Ox, Oy, Oz$  в момент часу  $t$ , за умови відомих параметрів

~~\_\_\_\_\_~~

Всі інші задачі відновлення поля концентрації домішок в атмосфері є або менш розповсюдженими, або похідними від вищезазначених задач. При цьому розуміється, що знання кортежу параметрів

~~\_\_\_\_\_~~

дозволяє без особливих труднощів визначити поле розподілу концентрації домішок в атмосфері прямим шляхом, з використанням тих або інших емпіричних або напівемпіричних моделей дифузії домішки в атмосфері. Крім того, в вищезазначених задачах відновлення поля концентрації домішки, значення величини  $\bar{C}(x, y, z, t)$  є неповним, заданим тільки в окремих точках в окремі моменти часу (результати моніторингу стану атмосфери). Інакше така постановка задачі дослідження не має змісту.

### **3.2. Постановка задачі ідентифікації джерела домішок у повітрі аеропорту від зовнішніх джерел викидів для ближньої зони моніторингу**

Як було підмічено в попередньому розділі, знання кортежу параметрів ~~\_\_\_\_\_~~ дозволяє з достатнім рівнем точності вирішити пряму задачу розповсюдження атмосферної домішки у повітрі, принаймні для ближньої зони на відстанях до 10-20 кілометрів.

Тепер припустимо, що за результатами моніторингу стану атмосферного повітря отримано значення концентрацій шкідливої домішки в атмосфері в точках з

координатами  $(x, y, z)$  в моменти часу  $t_1, t_2, \dots, t_m$  на певній висоті  $z_k$  над поверхнею землі (висота розташування обладнання в точках вимірювань). Таким чином маємо матрицю спостережень за концентрацією шкідливої домішки в атмосферному повітрі:

$$\begin{matrix}
 & \begin{matrix} t_1 & t_2 & \dots & t_m \end{matrix} \\
 \begin{matrix} z_1 \\ z_2 \\ \dots \\ z_n \end{matrix} & \begin{bmatrix}
 C_{11} & C_{12} & \dots & C_{1m} \\
 C_{21} & C_{22} & \dots & C_{2m} \\
 \dots & \dots & \dots & \dots \\
 C_{n1} & C_{n2} & \dots & C_{nm}
 \end{bmatrix}
 \end{matrix} \quad (3.6)$$

Також, прийmemo наступні евристики, що фонові значення концентрацій домішки в атмосфері  $C(x, y, z) = C$ , що параметри, які визначають зниження концентрації домішки за рахунок процесів її вимивання та хімічних реакцій в атмосфері  $\lambda = \alpha \lambda_2 = \epsilon$ . Припустимо, що вся домішка повністю відбивається підстилковою поверхнею, тобто  $\beta = 0$  (нескладно взяти і протилежний випадок, помінявши знак в круглих дужках для функції  $F_2(z)$  рівняння (2.26) або проміжний випадок, зі "звішеною" сумою цих складових). Приймавши також, що дисперсії  $\sigma_x = \sigma_y = \sigma$  за постійної швидкості вітру з якою сумістимо вісь координат  $Ox$  (тобто  $u_x = u \cos \theta$ ,  $v_y = 0$ ), отримаємо мінімально необхідний кортеж параметрів  $\{x, y, z, t, \sigma, u, \theta\}$ , знання якого дозволяє у першому наближенні розрахувати поле концентрації атмосферної домішки у повітрі  $C(x, y, z, t)$  для випадку ближньої зони віддаленості точок моніторингу від джерела викиду.

У випадку якщо якийсь, або кілька параметрів кортежу  $\{x, y, z, t, \sigma, u, \theta\}$  не відомі, за наявності результатів моніторингу стану атмосфери (3.6), можливо перейти до зворотної задачі відновлення поля концентрації шкідливої атмосферної домішки у повітрі.

Сформулюємо постановку задачі дослідження у наступному вигляді. Припустимо, що задано кортеж параметрів  $f_{wz} \sigma, \sigma_z$ , що характеризують процес поширення шкідливої атмосферної домішки у повітрі. Тут замість швидкості

осадження домішки  $w$  введено функцію осадження домішки  $f_{wz}$ , що більш повно описує відповідний процес.

Таким чином, постає наступна задача. За результатами знання кортежу параметрів  $f_{wz}, \sigma, \sigma_z, h$  та даних моніторингу (3.6) ідентифікувати джерело забруднення повітря шкідливою домішкою та знайти поле її концентрації у повітрі  $C(x, y, z, t)$ . Рішенням відповідної задачі є визначення з прийнятною точністю маси викинутої в атмосферу домішки  $Q$  та координат джерела забруднення  $x_0, y_0$ . Відповідне рішення можливо знайти, якщо доповнити постановку задачі параметрами  $f_{wz}, \sigma, \sigma_z, h$ , які повинні бути задані апріорі з якихось додаткових міркувань.

Спочатку візьмемо параметри дисперсії  $\sigma, \sigma_z$ . На відміну від коефіцієнтів турбулентної дифузії  $D_x, D_y, D_z$ , що фігурують в диференціальних рівняннях переносу атмосферної домішки у повітрі і повинні виводитися, параметри дисперсії не мають під собою теоретичної основи, і їх вигляд є чисто емпіричними припущеннями, що ґрунтуються на даних спостереження. Є кілька емпіричних моделей, що описують залежності  $\sigma, \sigma_z$  з відстанню від джерела викиду домішки.

Для прикладу, в методикі МПА-98 для визначення дисперсій  $\sigma, \sigma_z$  використовується апроксимація формул Сміта-Хоскера та Брігса [43]:

$$\sigma = \frac{d}{P} \left( \frac{P}{d} \right)^{0.5} \quad (3.7)$$

де  $d$  - параметр шершавості підстилкової поверхні,  $P$  - параметр стійкості Сміта. Функції  $\sigma(d, P)$ ,  $\sigma_z(d, P)$  визначаються математично через параметри  $d, P$  які у свою чергу визначаються таблично, окремо для кожного параметра дисперсії  $\sigma, \sigma_z$ .

Інший приклад – модель Паскуїла-Брігса, що буде застосована в нашій роботі. Ця модель є досить відомою і широко застосовується для моделювання процесів розповсюдження домішок в атмосфері, зокрема у робочих моделях МАГАТЕ. Вона має наступний вигляд:

$$\begin{aligned} \sigma &= P \lambda (1 + q \lambda)^{-0.5} \\ \sigma_z &= P \lambda (1 + q \lambda)^{-1} \end{aligned} \quad (3.8)$$

де невідомі коефіцієнти  $P_1, Q_1, P_2, Q_2$  задаються таблично для кожного класу стійкості атмосферного повітря та типу місцевості [15]. Таким чином через рівні стійкості атмосфери, вони визначаються інтенсивністю її турбулентності.

Тепер перейдемо до параметру  $f_{wz}$ , що визначає швидкість зниження концентрації домішки у хмарі викиду за рахунок осадження та поглинання цієї домішки земною поверхнею. Є різні підходи до її визначення, які мають здебільшого евристичний характер. Зокрема в роботі [44] розподіл аерозольної домішки в хмарі по швидкостям осідання задається через гамма-функції. У роботі [43] параметр  $f_{wz}$  представлений у вигляді функції:

$$f_{wz} = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^{\infty} \frac{v^\alpha}{v^\alpha + (v + w)^{\alpha+1}} \exp\left(-\frac{v}{u}\right) dv \quad (3.9)$$

У випадку, коли процес вимивання сухої домішки з хмари не відбувається, рівняння (3.9) спрощується до вигляду:

$$f_{wz} = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} \int_0^{\infty} \frac{v^\alpha}{v^{\alpha+1}} \exp\left(-\frac{v}{u}\right) dv \quad (3.10)$$

Як слідує з (3.10), швидкість зниження концентрації домішки у хмарі  $f_{wz}$  крім швидкості вітру на висоті викиду домішки  $u$  та самої висоти  $h$ , залежить від двох показників, які досить складно визначити. Це дисперсія сухої домішки  $\sigma_z(x)$  та швидкості її осадження  $w$ . Остання величина в свою чергу залежить від геометричної форми часток домішки, їх розподілу за розмірами, тощо. У спрощеному вигляді, для часток невеликих розмірів її можна записати у вигляді:

$$w = \left[ \frac{4d g \rho}{3\xi \rho} \right]^{1/2} \quad (3.11)$$

де  $\Delta\rho$  - різниця між густиною часток домішки і часток повітря  $\rho$ ,  $d$  - середній діаметр часток домішки,  $\xi$  - коефіцієнт, що характеризує опір повітря.

Один з підходів до визначення параметру висоти джерела над поверхнею землі  $h$  запропоновано у роботі Е.А.Семенчиної, М.В.Кузякіна [18]. Рішення шукається у вигляді:

$$h = \sigma_z \left[ -2t \ln \left[ \left( \frac{\bar{C}(x, y, z, t)(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z t^3}{Q} \right) \times \exp \left( \frac{(x - \bar{v}t)^2}{2\sigma_x^2 t} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2 t} \right) - \exp \left( -\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2 t} \right) \right] \right]^{1/2} - z \quad (3.12)$$

де  $\bar{C}(x, y, z, t)$  - усереднена просторово-часова концентрація домішки в атмосфері;  $\bar{v}$  - усереднена по висоті швидкість вітру вдовж його напрямку. Пошук рішення рівняння (3.12) здійснюється шляхом послідовних ітерацій:

$$h^{(n+1)} = \sigma_z \left[ -2t \ln \left[ \left( \frac{\bar{C}(x, y, z, t)(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z t^3}{Q} \right) \times \exp \left( \frac{(x - \bar{v}t)^2}{2\sigma_x^2 t} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2 t} \right) - \exp \left( -\frac{(z-h^{(n)})^2}{2\sigma_z^2 t} \right) \right] \right]^{1/2} - z \quad (3.13)$$

$$|h^{(n+1)} - h^{(n)}| < \varepsilon \quad (3.14)$$

де  $n=1,2,3,\dots$ ,  $\varepsilon$  - деяке мале, наперед задане число, а формула (3.14) визначає умову завершення ітераційного процесу.

Складнощі рішення рівнянь (3.13)-(3.14) пошуку висоти викиду джерела домішки  $h$ , пов'язані з необхідністю знання всіх інших параметрів моделі. І в той час як до прикладу величини дисперсій  $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$  ми можемо наближено оцінити не прямими методами, то координати та потужність  $Q$  викиду джерела домішки ми таким чином у більшості випадків отримати не можемо. Їх потрібно задати наприклад на основі даних спостережень, що не завжди можливо.

Інший підхід до визначення параметру висоти джерела над поверхнею землі  $h$  запропоновано у методичних вказівках МПА-98 [45], та базується на врахуванні

непрямих даних, зокрема стану атмосфери, температури повітря, тощо. Відповідна обчислена висота викиду прирівнюється до «ефективною висотою підйому факелу» і справедлива при не нульових швидкостях вітру для умови перегрітого викиду  $\Delta T > 0$ . Вигляд формул залежить від категорії стійкості повітря, зокрема для категорії А-С:

$$h_{eff}(x) = h + \left[ \frac{3}{2\nu s \beta^2} \left( M_0 (A_t^2 + B_t) + F_0 \frac{(A_t - B_t)}{s} \right) + \left( \frac{R_0}{\beta} \right)^3 \right]^{\frac{1}{3}} - \frac{R_0}{\beta} - \Delta h \quad (3.15)$$

Для категорії стійкості атмосфери D:

$$h_{eff}(x) = h + \left[ \frac{3}{2\nu s (\beta f)^2} \left( fM_0 + F_0 - [fM_0 + F_0(1 + ft)] \exp(-ft) \right) + \left( \frac{R_0}{\beta} \right)^3 \right]^{\frac{1}{3}} - \frac{R_0}{\beta} - \Delta h \quad (3.16)$$

Для категорії стійкості атмосфери E-F:

$$h_{eff}(x) = h + \left[ \frac{3}{2\nu (s\beta)^2} \left( sM_0 + F_0 - [sM_0(si - C_0) - F_0(si + C_0)] A_t \right) + \left( \frac{R_0}{\beta} \right)^3 \right]^{\frac{1}{3}} - \frac{R_0}{\beta} + \Delta h \quad (3.17)$$

$$A_t = \exp(-st); \quad B_t = 0.5(1 - \exp(-2st)); \quad si = \sin(st); \quad C_0 = \cos(st) \quad (3.18)$$

де  $M_0$  - початковий потік моменту;  $F_0$  - початковий потік плавучості;  $\beta$  - геофізична константа;  $f = 0.5041$ ;  $s$  - нормований градієнт потенційної температури;  $\Delta h$  - поправка на динамічний вплив труби.

Разом з тим, підхід до обрахування параметру висоти джерела викиду над поверхнею землі, викладений в МПА-98 справедливий для залпових викидів шкідливих газів з підприємства, і є малопридатним для аварій та терористичних актів, де слід розглядати скоріш розпилення, розлив або викид з ємностей під тиском на випадок їх розгерметизації, ніж викид шкідливих газів з труби. Отже проблема визначення висоти викиду небезпечних домішок в атмосферу для такого роду випадків залишається відкритою.

Таким чином, для вирішення зворотної задачі відновлення поля концентрації шкідливої домішки у повітрі за результатами моніторингу його стану ми будемо вважати заданим кортеж параметрів  $f_{wz}, \sigma, \sigma_z$ , і визначати їх за допомогою рівнянь (3.8), (3.10) та табличних значень величин, що входять в ці параметри з використанням літературних джерел, наведених в цьому розділі.

### **3.3. Моделі функції осадження, вертикальної та горизонтальної дисперсій домішок в атмосфері.**

При рішенні прямої та зворотної задач розповсюдження домішок в турбулентній атмосфері постає завдання пошуку функції осадження домішки  $f_{wz}(x)$  та дисперсій  $\sigma(x), \sigma_z(x)$ . Такі задачі є досить складними, так як функція  $f_{wz}(x)$  та дисперсії  $\sigma, \sigma_z$  залежать від багатьох параметрів. Проте знання цих величин є ключовим для рішення як прямої задачі по пошуку поля концентрації домішки  $C(x, y, z)$  так і зворотної задачі по пошуку координат та потужності джерела викиду.

Залежності  $f_{wz}(x), \sigma, \sigma_z$  від відповідних координат будемо шукати чисельно, за допомогою імітаційних моделей, побудованих за допомогою мови програмування MATLAB C/C++ Math Library, що широко використовується для вирішення наукових та інженерних задач. Відповідні лістинги програм наведено в додатках А,Б,В до цієї роботи.

Розглянемо залежність  $f_{wz}(x)$ , що визначає швидкість зниження концентрації домішки у хмарі викиду за рахунок осадження та поглинання цієї домішки земною поверхнею. Це функція від відстані до джерела викиду (у нас приймається що ось  $x$  (відстань від точки викиду) зіставлена з напрямком руху вітру). Будемо вважати, що залежність  $f_{wz}(x)$  має вигляд (3.10), тобто вона є функцією від параметрів  $f_{wz}(x) = f(w, v, \sigma_z, h)$ . Будемо вважати, що швидкість вітру у приземному шарі атмосфери  $v = 2$  м/с, висота викиду домішки  $h = 100$  м. Швидкість осадження часток



домішки на земну поверхню залежить перш за все від їх розмірів. Відповідні залежності представлені у таблиці 3.1 взятої з роботи А.Г.Ветошкіна [46]:

Таблиця 3.1

Швидкості осадження малих часток у повітрі

Діаметр часток, мкм	Критерій Рейнольдса	Швидкість осадження, см/сек
20	13,2	1,2
6	0,366	0,11
2	$1,43 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$
0,6	$4,62 \times 10^{-4}$	$1,39 \times 10^{-3}$
0,2	$2,45 \times 10^{-5}$	$2,23 \times 10^{-4}$
0,06	$1,37 \times 10^{-6}$	$4,16 \times 10^{-5}$
0,02	$1,26 \times 10^{-7}$	$1,14 \times 10^{-5}$

Коефіцієнти для дисперсій  $\sigma, \sigma_z$ , що входять в формулу (3.8) представлені у таблицях 3.2, 3.3, взятих з роботи [15].

Таблиця 3.2

Коефіцієнти для визначення дисперсій  $\sigma, \sigma_z$  для рівнинної місцевості

Категорія стійкості атмосфери	$p_1$	$q_1$	$p_2$	$q_2$
A	0,22	0,0001	0,2	0
B	0,16	0,0001	0,12	0
C	0,11	0,0001	0,08	0,0002
D	0,08	0,0001	0,06	0,0015
E	0,06	0,0001	0,03	0,0003
F	0,04	0,0001	0,016	0,0003

Таблиця 3.3

Коефіцієнти для визначення дисперсій  $\sigma, \sigma_z$  для міської забудови

Категорія стійкості атмосфери	$p_1$	$q_1$	$p_2$	$q_2$
A	0,32	0,0004	0,24	0,001
B	0,32	0,0004	0,24	0,001
C	0,22	0,0004	0,2	0
D	0,16	0,0004	0,14	0,003
E	0,11	0,0004	0,08	0,0015
F	0,11	0,0004	0,08	0,0015

Функція  $f_{wz}(x)$  характеризує процент не осадженої домішки у хмарі на відстані  $x$  від джерела викиду. Для  $f_{wz}(x) = f(w, v, \sigma_z, h)$  промодельовані залежності від параметрів  $w, \sigma_z, h$ . Отримані наступні результати.

Функція  $f_{wz}(x) = f(w)$  характеризує зміну концентрації домішки у хмарі з відстанню від епіцентру джерела викиду в залежності від швидкості осадження домішки  $w$ . В свою чергу швидкість осадження домішок залежить від діаметру часток, що входять до складу хмари (Рис. 3.2).

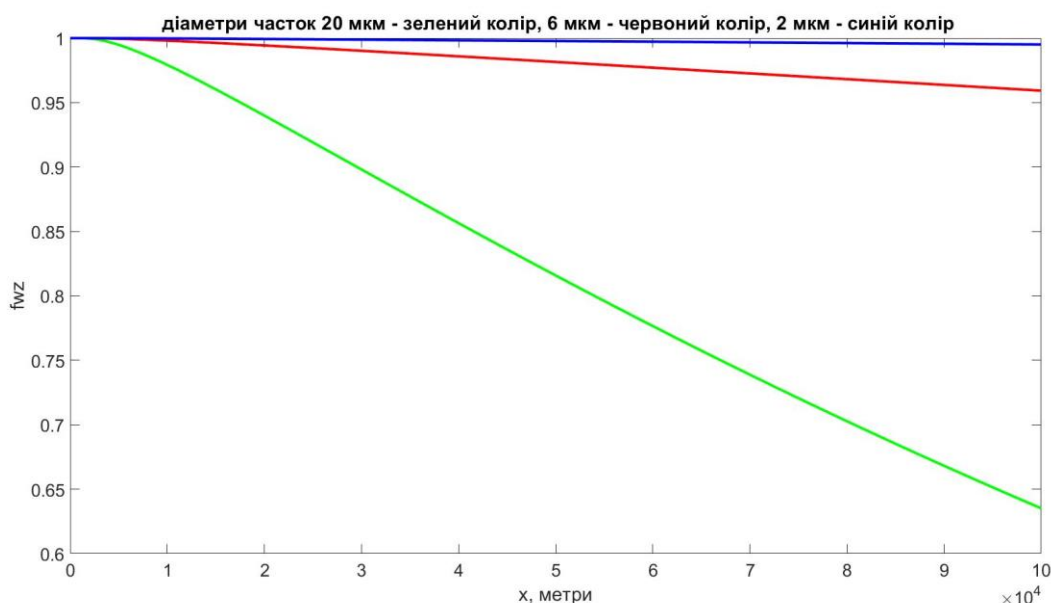


Рис. 3.2. Зниження відносної концентрації часток діаметром 20, 6, 2 мкм з відстанню від епіцентру джерела викиду -  $x$

Як видно з Рис.3.2, чим більший діаметр часток, тим на меншій відстані від хмари вони осаджуються. Причому частки невеликого діаметру – менше 10 мкм з відстанню осаджуються дуже повільно і зниження їх концентрації у хмарі з відстанню пов'язано з процесами розсіяння, на які впливає турбулентний стан атмосфери. Таким чином важливий розподіл часток по розмірам в хмарі. Разом з тим з медицини відомо, що основну небезпеку для здоров'я людини складають частки діаметром 0,5-10 мкм, які слабо затримуються носом і поступають до органів дихання і легень. Тому з точки зору безпеки особливе занепокоєння мають викликати викиди небезпечних домішок низької висотності – до  $h = 100$  м. та великих

масштабів – вагою більше 1 тонни. Виключення складають особливо токсичні речовини та бойові біологічні агенти, які становлять небезпеку для здоров'я при дуже малих концентраціях. Проте і вони як правило застосовуються на малих висотах.

Функція осадження  $f_{wz}(x) = f(\sigma_z)$  характеризує зміну концентрації домішки у хмарі з відстанню від епіцентру джерела викиду в залежності від вертикальної складової дисперсії  $\sigma_z$ . В свою чергу дисперсія  $\sigma_z$  залежить від категорії стійкості атмосфери. Вид  $f_{wz}(x) = f(\sigma_z)$  для різних категорій стійкості атмосфери представлено на Рис. 3.3. Для моделювання вибрано наступні умови: діаметр часток 50-60 мкм (для наочності, як таких що швидко осідають на відстані до 30 км.),  $v = 2$  м/с,  $h = 100$  м,  $Q = 100$  тонн, рельєф – рівнинний.

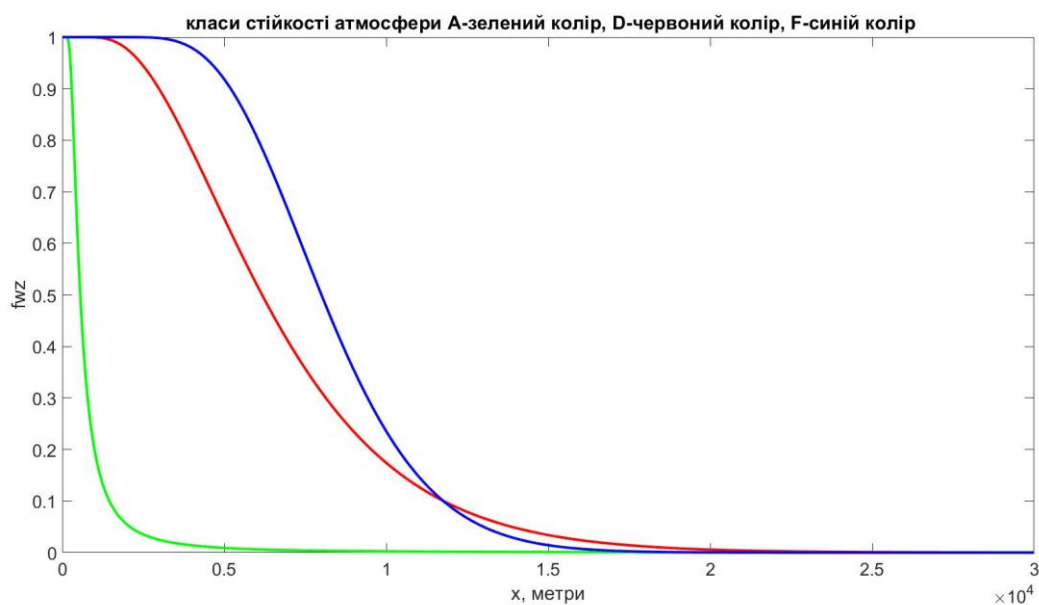


Рис.3.3. Зниження відносної концентрації часток з відстанню від епіцентру джерела викиду –  $x$  в залежності від вертикальної складової дисперсії  $\sigma_z$  для різних класів стійкості атмосфери

Як видно з Рис.3.3 клас стійкості атмосфери істотно впливає на «вимивання» часток з хмари за рахунок осадження. Таким чином в денну сонячну погоду (клас стійкості атмосфери А, відповідає конвекції) частки осаджуються швидше (зелена крива), ніж в ясну тиху ніч (клас стійкості атмосфери F, відповідає інверсії).

Причиною є турбулентні потоки повітря, які найбільш виражені саме в ясну сонячну погоду.

Функція осадження  $f_{wz}(x) = f(h)$  характеризує зміну концентрації домішки у хмарі з відстанню від епіцентру джерела викиду в залежності від висоту викиду  $h$ . Відповідна залежність представлена на Рис. 3.4.

Умови моделювання: Для висоти викиду 100 м. – діаметр часток – 50 мкм, для висоти викиду 200 м. – діаметр часток 20 мкм, клас стійкості атмосфери – D,  $\nu = 2$  м/с,  $Q = 100$  тонн, рельєф – рівнинний.

Як видно з рисунка, на зміну концентрації часток в хмарі впливає не стільки висота викиду, скільки розмір часток. Проте з ростом відстані від джерела викиду максимальна дальність, на яку осаджуються частки певного розміру – збільшується.

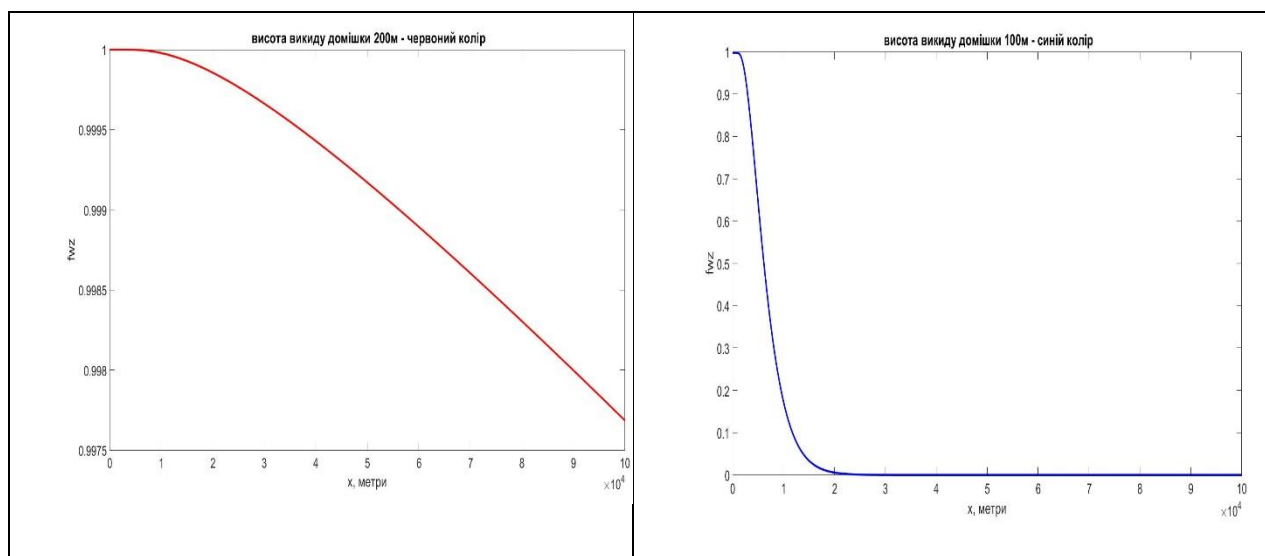


Рис. 3.4. Зниження відносної концентрації часток з відстанню від епіцентру джерела викиду –  $x$  в залежності від висоти викиду

Тепер розглянемо зміну дисперсій  $\sigma_x, \sigma_z$  з відстанню від джерела викиду. Умови моделювання аналогічні тим, що розглядалися вище:  $\nu = 2$  м/с,  $h = 100$  м,  $Q = 100$  тонн, рельєф – рівнинний. Для вертикальної складової дисперсії  $\sigma_z$  така залежність представлена на Рис. 3.5.

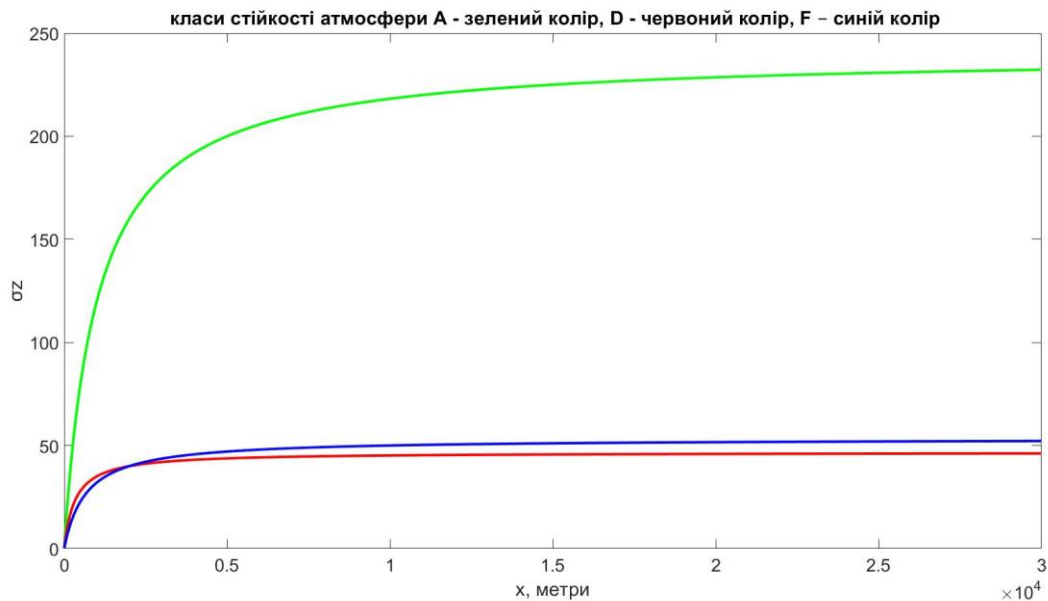


Рис. 3.5. Ріст вертикальної складової дисперсії  $\sigma_z$  (метри) з відстанню від епіцентру джерела викиду –  $x$  в залежності від класу стійкості атмосфери

Як слідує з Рис. 3.5 вертикальна складова дисперсії  $\sigma_z$  з відстанню від епіцентру джерела зростає, причому найбільш сильно в денну сонячну погоду (клас стійкості атмосфери A). Пояснити це можливо тим, що на процеси розсіювання, які пов'язані з початковими умовами в епіцентру викиду (висока температура, швидкість руху часток в факелі) додатково впливає високий рівень турбулентності в атмосфері в такий час доби. Разом з тим, ми бачимо що на відстанях від 200 до 500 метрів початкові умови викиду майже перестають впливати на величину дисперсії  $\sigma_z$ , і вона надалі майже перестає зростати. Разом з тим величина вертикальної дисперсії  $\sigma_z$  за вказаних вище умов моделювання не перевищує 250 м., що є хорошою оцінкою, так як згідно фахової літератури на відстанях до 30 км. така величина повинна задовольняти умові  $\sigma_z \leq 600$  м. Таким чином отримані оцінки цілком відповідають цим вимогам.

Зміна горизонтальної складової дисперсії  $\sigma$  з відстанню від епіцентру викиду представлена на Рис. 3.6.

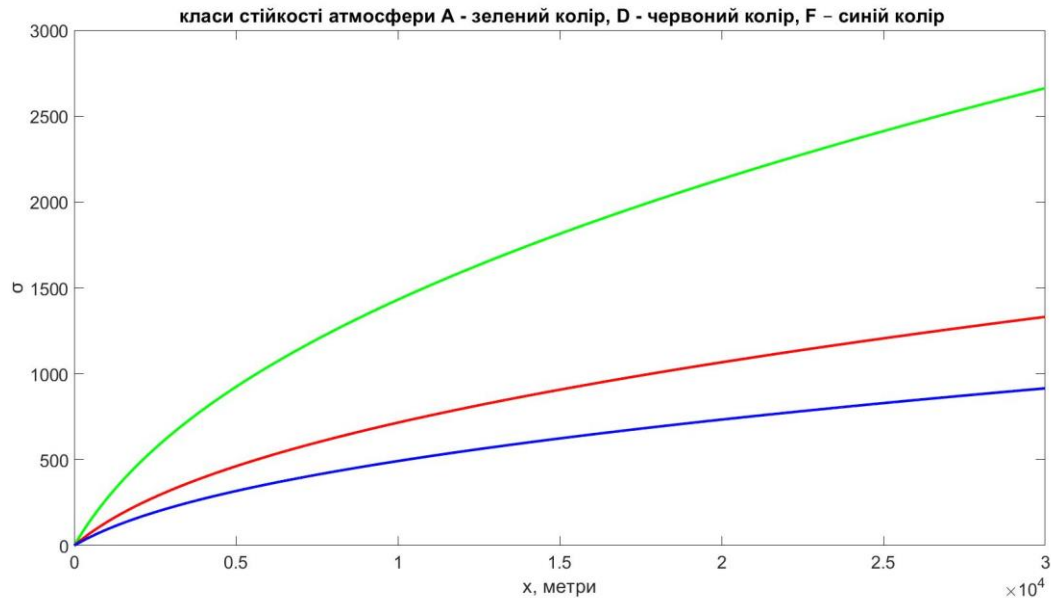


Рис. 3.6. Зміна горизонтальної складової дисперсії  $\sigma$  з відстанню від епіцентру викиду в залежності від класу стійкості атмосфери

Як слідує з Рис. 3.6 картина зміни горизонтальної складової дисперсії  $\sigma$  з відстанню в цілому корелює з картиною зміни вертикальної складової  $\sigma_z$ . Проте є певні нюанси. Перш за все абсолютна величина горизонтальної складової дисперсії приблизно на порядок перевищує вертикальну складову, що можливо пояснити впливом як вітрових потоків, так і початковими швидкостями часток після викиду. Також ріст складової  $\sigma$  з відстанню від епіцентру джерела є більш інтенсивним, ніж складової  $\sigma_z$ , і навіть на відстані 30 км від епіцентру цей ріст не досягає точки свого максимуму.

### 3.4 Алгоритм рішення зворотної задачі ідентифікації джерела домішок в атмосфері по даним моніторингу

У попередніх викладках було підмічено що задача визначення координат та потужності джерела викиду по даним спостереження (моніторингу) не є тривіальною. Зазвичай у відомих автору джерелах при вирішенні як прямих так і зворотних задач розповсюдження домішок в атмосфері, місцеположення джерела

викиду вважається відомими і частіше всього має координати  $(0,0,H)$ . Сама по собі окрема задача визначення потужності джерела викиду у зворотних задачах не є складною і може бути знайдена наприклад за допомогою рівняння (2.26):

$$Q = \frac{2\pi\tilde{N}(x_0, y_0, z_0)\nu\sigma\sigma_z}{f_{wz}(x)F_1(x, y)F_2(z)};$$

$$F_1(x, y) = \exp\left\{-\frac{(y)^2}{2\sigma^2}\right\};$$

$$F_2(z) = \exp\left\{-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right\}$$
(3.19)

Проте рішення такої задачі потребує апіорного знання розподілу концентрації шкідливої домішки у повітрі  $C(x, y, z)$ , а також координат джерела викиду  $(x_0, y_0, z_0 = h)$ , без яких визначити функції  $\tilde{N}(x, y, z), F_1(x, y), F_2(z), f_{wz}(x)$ - не можливо, так як всі вони прямо або опосередковано залежать від відстані до джерела викиду. Разом з тим задача визначення координат джерела викиду по результатам спостережень (моніторингу) є досить складною і до цих пір має часткове розв'язання тільки для великих масштабів – в сотні і більше кілометрів за допомогою так званого «методу зворотних траєкторій». На менших масштабах у десятки кілометрів такий підхід не можна вважати задовільним, так він потребує тривалих метеорологічних спостережень саме у точках моніторингу і є не достатньо надійним для короткочасних, «точкових» джерел викиду, при яких хмара шкідливих домішок формується і розповсюджується у досить стислі терміни у приземному шарі атмосфери. В той же час «метод зворотних траєкторій» є до певної міри усередненим по часу пори року, більш точним для висотних викидів, що розповсюджуються на великі відстані.

Разом з тим, задачі об'єктового моніторингу за станом повітря потребують більш точних і оперативних моделей, які можливо застосувати на звичайних персональних комп'ютерах. В даній роботі пропонується досить проста ідея та відповідний алгоритм для рішення зворотної задачі розповсюдження домішок в атмосфері з метою одночасного визначення місцеположення (по горизонтальним



координатам) і потужності джерела викиду. В її основі лежить ітераційний підхід з послідовним багаторазовим рішенням прямої та зворотної задач. При цьому на кожному кроці уточнюються дані про координати джерела  $(x_0, y_0)$  викиду, та його потужність.

Для імітаційного моделювання вибрано мову програмування MATLAB C/C++ Math Library. Як відомо, систему MATLAB розроблено в 70-х роках минулого століття, як систему матричного моделювання. В подальшому для її удосконалення залучалося багато видатних вчених і наукових шкіл в математиці, програмуванні та природничих науках, для яких ця система стала «польовою» лабораторією. Система залучила до себе переваги таких мов програмування як Фортран, C/C++, Паскаль та ряду інших, що робить її досить легкою для вивчення людьми, хто знайомий з цими мовами програмування. Перевага MATLAB в наочності отриманих результатів, доступності складного та розвинутого математичного апарату, здатного значно полегшити вирішення досить складних задач, а також широкими та доступними графічними можливостями.

Моделі для вирішення поставленої задачі, та відповідне програмне забезпечення розроблено на ноутбуці в системі MATLAB версії R2019b з оперативною пам'яттю 8077Mb. Що наклало свої можливості на аналіз великих масивів даних (зокрема для виведення тривимірних графіків концентрацій домішок на площах розміром до  $9 \times 10^8 \text{ м}^2$ ).

Суть запропонованої методики визначення потужності та координат джерела викиду наступна. Припускається, що джерело знаходиться на відстані не більше 30 км. від спостерігача. Відомі (або обраховані) наступні параметри джерела викиду домішки -  $f_{wz}, \sigma, \sigma_z, h, v \equiv v_x$ . Визначимо в першому наближенні координати точки максимальної концентрації домішки (вона як правило не співпадає з координатами джерела).

Процес розповсюдження домішки у просторі схематично зображено на Рис. 3.7. (взято з «Методики расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» - ОНД-87) Як видно з Рис. 3.7

зміна концентрації домішки з координатами  $(X, Y)$  залежить від початкової концентрації  $C_m$  та наземних координат цієї точки за умови, що всі інші параметри  $f_{wz}, \sigma, \sigma_z, h, v \equiv v_x$  незмінні або змінюються на незначну величину в процесі розповсюдження цієї домішки. Таку умову можна вважати такою, що справджується, якщо брати порівняно невеликі масштаби. Так для відстаней до 30 км. до спостерігача при швидкості вітру 2 м/с час розповсюдження домішки складе близько 4 годин. Це той термін, за який метеорологічні умови повинні бути достатньо сталими.

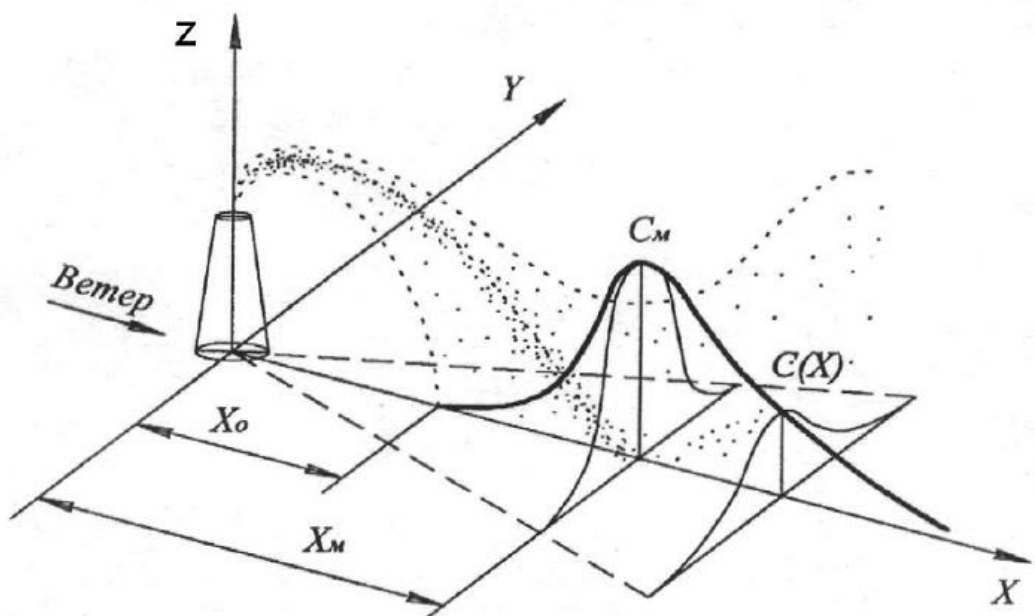


Рис. 3.7. Процес розповсюдження домішки у просторі зі зміною її концентрації відповідно до методики ОНД-87

Розглянемо зміну концентрації домішки вздовж осі  $Y$  на сталій відстані  $X$  від епіцентру - точки, де концентрація домішки максимальна. Така зміна буде залежати від концентрації домішки в точці  $C(X)$  на осі сліду (Рис. 3.7). В свою чергу  $C(X)$  буде залежати від потужності джерела викиду  $Q$  так як це зображено на Рис. 3.8.

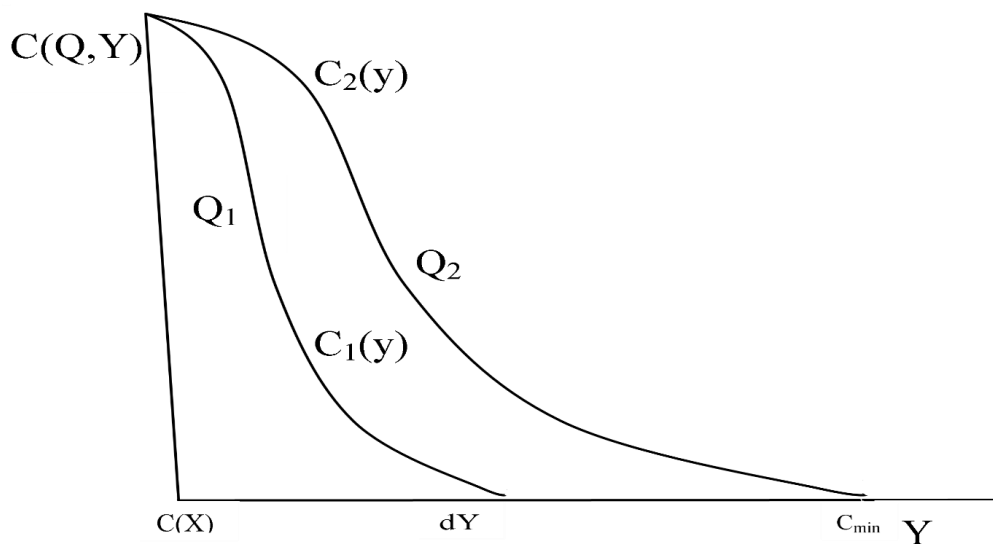


Рис. 3.8 Зміна концентрації домішки з відстанню по осі  $Y$  в залежності від потужності джерела викиду –  $Q$

На підтвердження залежностей, зображених на рис. 3.8. було розроблено та випробувано напівемпіричну модель розповсюдження домішки Паскуїлла-Гіффорда у просторі (2.26) в залежності від потужності джерела викиду  $Q$  (лістинг програми у додатку Д). Приклад залежності поля концентрації домішки від координат  $C(x, y)$ , обрахований за допомогою цієї моделі, на координатній сітці розміром  $7 \times 7$  км. представлено на Рис. 3.9.

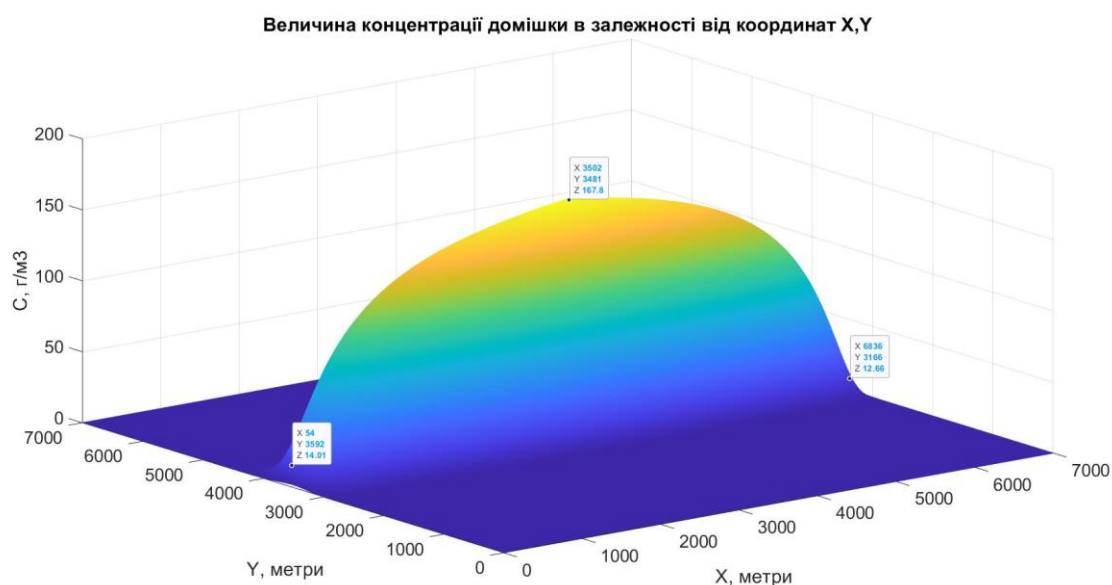


Рис. 3.9 Зміна концентрації домішки  $C(x, y)$  з координатами у приземному шарі атмосфери відповідно до моделі Паскуїлла-Гіффорда

На цій же координатній сітці було проведено моделювання залежності  $C(y)$  на відстані 3,5 км по осі  $X$  від точки з максимальною концентрацією домішки –  $C_M$ , яка складає приблизно 200 г/м<sup>3</sup>. Умови моделювання наступні: потужність викиду – 100 тон, висота – 100 метрів, швидкість вітру у приземному шарі – 2 м/с, тип земної поверхні – рівнинна лугова місцевість, клас стійкості атмосфери -  $D$ , осадки – відсутні. З рисунку видно, що поле концентрацій не симетричне відносно точки  $C_M$ . Спад концентрації проходить більш повільно з відстанню в напрямку вектору швидкості вітру (направлений вздовж осі  $X$  до початку координат), і більш швидко в протилежному за напрямком вітру (поле концентрації формується в основному за рахунок гравітаційного осадження домішки).

У таблиці 3.4 визначено зміну концентрації домішки  $C(y)$  в залежності від потужності викиду на відстані 3,5 км по осі  $X$  від точки з максимальною концентрацією домішки –  $C_M$ . Взято п'ять точок спостереження, що розташовані на відстані 0, 200, 400, 600, 800 метрів від осі  $X$  на відрізку, перпендикулярному до неї.

Таблиця 3.4

Залежність концентрації домішки у точках моніторингу від потужності джерела викиду  $Q$  на відстані 3,5 км від точки епіцентру

Потужність викиду, т.	Концентрація домішки у точках спостереження, г/м <sup>3</sup>				
	0 м.	200 м.	400 м.	600 м.	800 м.
100	1,9987	1,4620	0,6377	0,1889	0,0418
90	1,7989	1,3158	0,5740	0,1700	0,0376
80	1,5990	1,1696	0,5102	0,1511	0,0355
60	1,1992	0,8772	0,3826	0,1133	0,0251
40	0,7995	0,5848	0,2551	0,0756	0,0167
20	0,3997	0,2924	0,1275	0,0378	0,0084
1	0,0200	0,0146	0,0064	0,0019	0,0004

Знання форми функції  $C(y)$  (гаусова форма), та чутливості датчиків на постах спостереження -  $C_{min}$ , дозволяє по результатам спостережень з датчиків що лежать на відріжку  $OY \perp X$  шляхом екстраполяції знайти відстань  $dY$  між точками  $C(X)$  і  $C_{min}$  (Рис. 3.8). У випадку, якщо відомий напрямок від пунктів спостереження на епіцентр концентрації домішки –  $C_M$ , можливо було б знайти відстань  $C(X) - C_M$  (Рис. 3.7), і як наслідок – координати точки  $C_M$ , і далі за допомогою (3.19) – вирішити зворотну задачу. Проте напрямок на епіцентр концентрації домішки нам не відомий, тому для пошуку наближеної відстані  $C(X) - C_M$  запропонуємо дещо інший підхід. Як відомо, зв'язок між концентраціями  $C(X) - C_M$  можливо наближено представити у вигляді деякої "функції спаду", що має вигляд:

$$C(X) = C_M \exp\left(-\frac{X^2}{2\sigma^2}\right) \quad (3.20)$$

звідси, для випадку двох точок спостережень, що мають в проекції на вісь  $X$  координати  $X_1, X_2$  можемо отримати шляхом ділення співвідношень типу (3.20):

$$\frac{C(X_1)}{C(X_2)} = \exp\left(\frac{(X_1 + \Delta X)^2 - X_1^2}{2\sigma^2}\right) \quad (3.21)$$

звідки маємо відстань до епіцентру з максимальною концентрацією:

$$X_1 = \frac{\sigma^2}{\Delta X} \ln\left(\frac{C(X_1)}{C(X_2)}\right) - \frac{\Delta X}{2} \quad (3.22)$$

Таким чином можемо отримати відстані  $C(X) - C_M$  та  $C(X) - C_{min}$ , звідки в першому наближенні можемо отримати координати точки з максимальною концентрацією домішки (епіцентру викиду) –  $C_M(X_0, Y_0)$ . Проте ці координати є наближеними і потребують уточнення. Для цього пропонується процедура, що ґрунтується на підході послідовних ітерацій з рішенням прямої та зворотної задач розповсюдження домішки в атмосфері. Суть цієї процедури в наступному алгоритмі:

1. Вибираємо квадрат розміром  $R \times R$ , що характеризує похибку, з якою визначено координати епіцентру концентрації домішки  $C_M$ . Такими розмірами для малих масштабів (до 30 км) може бути квадрат розміром  $1 \times 1$  або  $2 \times 2$  км. (масштаб береться в метрах);
2. Поміщаємо в центр квадрата епіцентр концентрації домішки  $C_M$ , та по координатам цієї точки і заданих розмірів  $R \times R$  визначаємо координати вершин квадрата;
3. Для точки  $C_M$  за допомогою (3.19) визначаємо наближену потужність джерела викиду –  $Q_0$ ;
4. Вибраний квадрат ділимо на чотири однакових квадрата, так як це зображено на Рис. 3.10. Визначаємо координати центрів цих квадратів –  $M_1, M_2, M_3, M_4$ ;
5. Для кожної з вершин цих квадратів –  $M_1, M_2, M_3, M_4$  за допомогою генератора випадкових чисел генеруємо  $N$  віртуальних джерел потужністю  $Q = Q_0 \pm \Delta Q$ ;
6. Почергово поміщаючи віртуальні джерела в центри цих квадратів, для кожного з них за формулою (2.26) вирішуємо пряму задачу шляхом знаходження концентрацій  $C(X_1, Y_1), C(X_2, Y_2), \dots, C(X_I, Y_I)$ , та відповідних похибок  $\delta C_i = |C(X_i, Y_i) - C_s(X_i, Y_i)|$ , де  $C_s(X_i, Y_i)$  - спостерегаемі концентрації домішок у вибраних пунктах спостережень;
7. Серед координат центрів квадратів  $M_1, M_2, M_3, M_4$  відбираємо той із них, та відповідну потужність джерела  $Q_M$ , для якого похибка  $\delta C_i$  - мінімальна.
8. Для отриманої похибки перевіряємо умову  $\delta C_i \leq C_p$  - де  $C_p$  – деяка, наперед задана похибка;
9. Якщо умова п.8 не виконана, серед центрів квадратів  $M_1, M_2, M_3, M_4$  Відбираємо квадрат для якого похибка  $\delta C_i$  - мінімальна, та переходимо до п. 4, інакше до п.10;
10. Завершення ітераційного процесу.

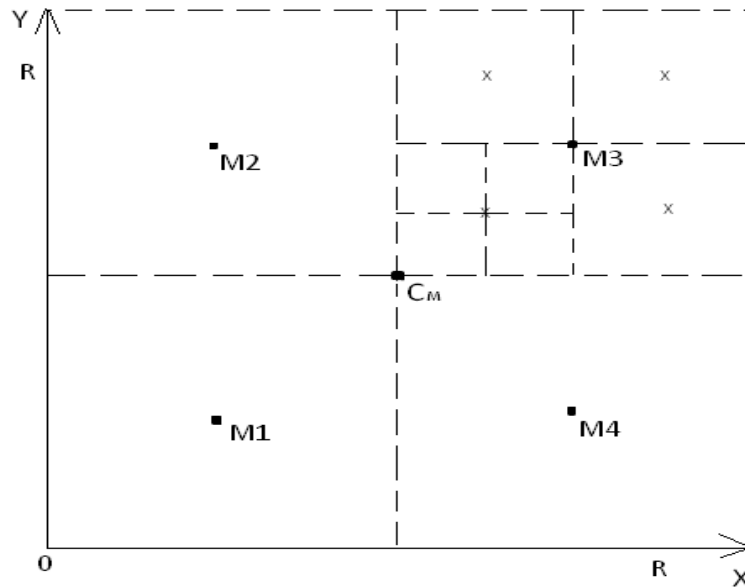


Рис.3.10 Схема, за якою проводиться уточнення координат максимальної концентрації домішки в атмосфері –  $C_M$

Для виконання відповідного алгоритму в системі MATLAB розроблено відповідний програмний продукт (лістинг програми – додаток Е). Проведений в запропонованому алгоритмі ітераційний процес є послідовністю рішення прямої та зворотної задач визначення параметрів потужності джерела та координат епіцентру концентрації домішки, а також по отриманим параметрам – визначення розподілу концентрації поля домішки у просторі в приземному шарі атмосфери. Запропонований алгоритм дозволяє уточнити координати епіцентру та потужність джерела викиду домішки в земну атмосферу.

### Висновок до розділу 3

На відміну від прямих задач, дослідження зворотних задач у теорії турбулентної дифузії домішок в атмосфері розпочалося порівняно недавно. Загальна постановка таких задач полягає у відновленні параметрів викиду шкідливих домішок в земну атмосферу на основі точкових даних спостережень. В роботі наведено постановки та аналіз можливих варіантів рішень таких задач. Показано, що рішення таких задач більшою мірою будується на методі зворотних траєкторій і

використовується для великомасштабних задач. Проте для задач малих масштабів (до 30 км.) такі рішення не зовсім придатні, так як потребують довготривалих спостережень та аналізу вітрових потоків з дуже щільною сіткою постів спостережень, що є дуже затратним підходом. Тому на малих масштабах частіше всього рішення зворотних задач намагаються знайти з напівемпіричних моделей розповсюдження домішок за широких припущень щодо більшості їх параметрів, з застосуванням різних чисельних методів аналізу, зокрема методу послідовних ітерацій.

Рішення зворотних задач, що базуються на напівемпіричних моделях розповсюдження домішок потребують знання багатьох параметрів, серед яких важливими є функції осадження, а також вертикальної та горизонтальної дисперсій домішок в атмосфері. Вигляд цих функцій істотним чином впливає на поведінку домішок в земній атмосфері. В роботі проаналізовано математичні моделі для визначення явного вигляду цих функцій, та за допомогою розробленого програмного забезпечення вивчено їх вплив на поведінку домішок в атмосфері.

В ході проведеного аналізу було виявлено, що на даний час відсутня методика для одночасного визначення координат та потужності джерела викиду домішок в атмосферу за результатами точкових спостережень на пунктах моніторингу якості атмосфери. Для наближеного рішення цієї задачі запропоновано спочатку здійснити наближене визначення координат та потужності джерела викиду домішки. Після цього провести уточнення цих параметрів за рахунок простого ітераційного процесу послідовного вирішення зворотної та прямої задач з визначенням координат та потужності джерела викиду і на їх основі з використанням моделі Паскуїлла-Гіффорда – поля розподілу концентрації шкідливої домішки в приземному шарі атмосфери.



## ВИСНОВКИ

Відповідно до поставленої мети в представлений роботі було виконано наступні завдання:

1. Проаналізовано призначення, функції, структуру та принципи побудови систем моніторингу повітря в районі розташування аеропортів.

Показано, що стратегії захисту аеропортів у світі трансформуються в напрямі підвищення рівня інтеграції між їх окремими вузько функціональними компонентами (пожежна безпека, вибухобезпека, безпека від інцидентів РХБ характеру, тощо). При цьому намітився перехід від ситуативного реагування на надзвичайні ситуації до дій на випередження.

В аеропортах з метою підвищення їх безпеки активно впроваджуються системи моніторингу радіаційної, хімічної, біологічної обстановки. Проте, залишається невизначеним цілий ряд питань для покращення їх функціонування:

- визначення кількості, типів та оптимального місцеположення детекторів виявлення небезпечних домішок у повітрі;
- збільшення чутливості за одночасного зниження похибок при визначенні та ідентифікації небезпечних домішок у повітрі;
- пошук оптимальної структури, складу та конфігурації систем моніторингу за критерієм ефективність-вартість;
- визначення по результатам точкових вимірювань в пунктах спостереження основних характеристик джерела викиду та прогнозування розподілу концентрації небезпечної домішки в приземному шарі атмосфери.

2. Проведено огляд та аналіз математичного апарату, що застосовується для комп'ютерного моделювання процесу розповсюдження атмосферної домішки в умовах турбулентної дифузії як за простих, так і за складних випадків метеорологічних умов та підстилкової поверхні. Зроблено висновок, що найбільш складними є математичні моделі з масштабом відстаней 20-100 кілометрів від джерела викиду. Протестовано одну з напівемпіричних математичних моделей

гаусового типу, на програмному продукті, розроблену в ІПММС НАН України. Коротко відмічені її недоліки.

3. Третій розділ роботи посвячений вирішенню зворотних задач теорії турбулентної дифузії домішок в атмосфері. Загальна постановка таких задач полягає у відновленні параметрів викиду шкідливих домішок в земну атмосферу на основі точкових даних спостережень. В роботі наведено постановки та аналіз можливих варіантів рішень таких задач. Показано, що для рішення таких задач найчастіше застосовують метод зворотних траєкторій і ці рішення більшою мірою знаходять своє застосування для вивчення поведінки атмосферних домішок на великих масштабах у висотних шарах атмосфери. Як правило під дію таких вітрових потоків попадають порівняно малі частки розміром до кількох мікрон. Частки домішок розміром від 10-20 мікрон і вище порівняно швидко осідають на земну поверхню і формують забруднення приземного шару атмосфери на невеликих відстанях (до 30 км.) від джерела викиду. Для задач малих масштабів (до 30 км.) метод зворотних траєкторій також не зовсім придатний через той факт, що потребує довготривалих спостережень та аналізу вітрових потоків з щільною сіткою постів спостережень, що є дуже затратним підходом. Тому на малих масштабах частіше всього рішення зворотних задач намагаються знайти з напівемпіричних моделей розповсюдження домішок за широких припущень щодо більшості їх параметрів, з застосуванням різних чисельних методів аналізу, зокрема методу послідовних ітерацій.

Рішення зворотних задач, що базуються на напівемпіричних моделях розповсюдження домішок потребують знання багатьох параметрів, серед яких важливими є функції осадження, а також вертикальної та горизонтальної дисперсії домішок в атмосфері. Вигляд цих функцій істотним чином впливає на поведінку домішок в земній атмосфері. В роботі проаналізовано математичні моделі для визначення явного вигляду цих функцій, та за допомогою розробленого програмного забезпечення вивчено їх вплив на поведінку домішок в атмосфері.

В ході проведеного аналізу було виявлено, що на даний час відсутня методика для одночасного визначення координат та потужності джерела викиду домішок в атмосферу за результатами точкових спостережень на пунктах моніторингу якості

атмосфери. Для наближеного рішення цієї задачі запропоновано методичний підхід, суть якого полягає у тому, що спочатку здійснюється наближене визначення координат та потужності джерела викиду домішки. Після цього проводиться уточнення цих параметрів за рахунок простого ітераційного процесу послідовного вирішення зворотної та прямої задач з визначенням координат та потужності джерела викиду і на їх основі з використанням моделі Паскуїлла-Гіффорда для отримання поля розподілу концентрації шкідливої домішки в приземному шарі атмосфери.

Всі отримані результати підкріплені відповідними розрахунками та моделями, розробленими на мові програмування MATLAB C/C++ Math Library. Лістинги відповідних програм додаються.

Робота має практичну спрямованість, а її результати опираються на фундаментальні теоретичні дослідження, що були проведені як у нашій країні, так і за кордоном. Отримані напрацювання можуть бути використані в системах моніторингу якості повітря в районі розташування аеропортів для підтримки прийняття рішень операторами цих систем, та в ході їх підготовки до реагування на надзвичайні ситуації радіаційного, хімічного, біологічного характеру.

## СПИСОК БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ

1. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення / А.Б.Качинський. – К.:НІСД, 2001. – 312 с.
2. Rowe W. An anatomy of risk.-N.-J.: John Wiley, 1997. – 488р.
3. Кожевникова М.Ф., Левенец В.В., Ролик И.Л. Идентификация источников загрязнения: вычислительные методы // Вопросы атомной науки и техники. 2011. №6. Серия: Вакуум, чистые материалы, сверхпроводники (19), с. 149-156.
4. Jon Bower, Hans-Guido Muske. Планирование и функционирование системы мониторинга, включая вопросы обеспечения и качества контроля / в зб. Мониторинг качества атмосферного воздуха для оценки воздействия на здоровье человека. Региональные публикации ВОЗ, Европейская серия, №85, 2001.
5. SENTRY, CBRNe Warning & Decision Support System [Електронний ресурс]. URL: <https://www.ensco.com/national-security/sentry> (дата звернення 25.07.2021);
6. Sensors chemical and drug detection [Електронний ресурс]. URL:[http://www.prosecurityzone.com/News/Detection/Sensors\\_\\_chemical\\_and\\_drug\\_detection/Chemical\\_warfare\\_agent\\_detection\\_integrated\\_to\\_surveillance\\_vms\\_15154.asp#ixzz2AtaXXzdU](http://www.prosecurityzone.com/News/Detection/Sensors__chemical_and_drug_detection/Chemical_warfare_agent_detection_integrated_to_surveillance_vms_15154.asp#ixzz2AtaXXzdU) (дата звернення 14.06.2021);
7. Tommi Kainulainen. EnviScreen System Technical Description v.1.3 [Електронний ресурс].<http://www.maeumnet.co.kr/temet/EnviScreen%20System%20Technical%20Description%20v1.3.pdf> (дата звернення 07.08.2021);
8. В.И.Гриценко, Л.А.Тимашова. Интеллектуальные сенсорные системы – техническая основа «Умного предприятия» цифровой экономики // УСиМ. – 2017. – №1. – с.19–25.
9. Б.Ю.Лемешко, Е.В. Чимитова. Об ошибках и неверных действиях, совершаемых при использовании критериев согласия типа  $\chi^2$  // Измерительная техника. 2002. – № 6. - С. 5–11.
10. Technologies to Enable Autonomous Detection for BioWatch: Ensuring Timely and Accurate Information for Public Health Officials: Institute of Medicine and National

Research Council, 2014, Workshop Summary, Washington, DC: The National Academies press, 260 pages.

11. Gediminas Mainelis, Don Masquelier, Anthony Makarewicz & John Dzenitis. Performance characteristics of the aerosol collectors of the autonomous pathogen detection system (APDS) / *Aerosol Science and Technology*, 39:5, 461–471, 2005;

12. [https://ru.wikipedia.org/wiki/Уравнения Навье - Стокса](https://ru.wikipedia.org/wiki/Уравнения_Навье_-_Стокса);

13. Кузякина М.В. Стохастическая регуляризация обратных задач в математических моделях, представленных краевыми задачами для уравнений параболического типа: на примере математической модели рассеяния примеси в атмосфере: Автореферат дис. канд. физ.-мат. наук: 05.13.18: Краснодар, 2012, 24 с.

14. Ионисян А.С. Математическое моделирование процесса распространения активной примеси в свободной и облачной атмосфере : Дис. канд. физ.-мат. наук: 05.13.18: Ставрополь, 2003, 190 с.

15. Зарипов Ш.Х., Марданов Р.Ф., Гильфанов А.К., Шарафутдинов В.Ф., Никоненкова Т.В. Математические модели переноса загрязнения в окружающей среде / Ш.Х.Зарипов, Р.Ф.Марданов, А.К.Гильфанов, В.Ф.Шарафутдинов, Т.В.Никоненкова – Казань: Казан. ун-т, 2018. – 47с.

16. А.И.Бородулин, Б.М.Десятков, О точных решениях полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии и методах замыкания второго порядка, *Сибирский журнал индустриальной математики*, 2005, том 8, номер 3, 18–23.

17. Н.Н.Беляев, И.В.Калашников, И.В.Клименко, В.А.Козачина 3D численная модель для оценки территориального риска при теракте // *Наука та прогрес транспорту. Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту*, 2018, №3(75);

18. Семенчин Е.А., Кузякина М.В. Стохастические методы решения обратных задач в математической модели атмосферной диффузии: Монография. Москва: Физматлит, 2012. – 176с.]

19. Старченко А.В., Нутерман Р.Б., Данилкин Е.А., Численное моделирование турбулентных течений и переноса примеси в уличных каньонах. – Томск: Изд-во Том. Ун-та, 2015. – 252 с.

20. В.А.Нестеров Математическая модель переноса тяжелой примеси в системе "Атмосфера-почва-поверхность" // Интернет-журнал "Технологии техносферной безопасности" (<http://ipb.mos.ru/ub>), выпуск №6(34) – декабрь 2010, с. 1–10;
21. Турбулентная диффузия для стационарного точечного источника – Высшая математика: математический аппарат диффузии. Электронна адреса: [https://studme.org/189373/matematika\\_himiya\\_fizik/turbulentnaya\\_diffuziya\\_statsionamogo\\_tochechnogo\\_istochnika](https://studme.org/189373/matematika_himiya_fizik/turbulentnaya_diffuziya_statsionamogo_tochechnogo_istochnika);
22. Степаненко С.Н., Волошин В.Г., Типцов С.В., Решение уравнения турбулентной диффузии для стационарного точечного источника // Український гідрометеорологічний журнал, 2008, №3, с.13-24;
23. Модели рассеивания примеси. Электронна адреса: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Модели\\_рассеивания\\_примеси](https://ru.wikipedia.org/wiki/Модели_рассеивания_примеси);
24. С.С.Замай, О.Э.Якубайлик. Модели оценки и прогноза загрязнения атмосферы промышленными выбросами в информационно-аналитической системе природоохранных служб крупного города: Учеб. пособие/ Красноярский гос. ун-т. Красноярск, 1998. 109 с.]
25. Агапова Е.А., Сумской С.И., Аналитический обзор математических моделей распространения облаков тяжелых газов // Безопасность труда в промышленности, №5-2017, с. 23–31.
26. Нутерман Р.Б. Моделирование аэродинамики и распространение выбросов от автотранспорта в городском подслое / Р.Б.Нутерман, А.А.Бакланов, А.В.Старченко // Математическое моделирование. – 2010. – Т.22, №4. - с.3–22
27. AERMIC, 1995, Formulation of the AERMIC MODEL (AERMOD) (Draft), Regulatory Docket AQM-95-01, AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee (AERMIC) Stoetsky V.F., Golinko V.I., Dranishnikov L.V. (2014). Risk assessment in man-caused accidents. Scientific Bulletin of National Mining University, 3, 117–124.
28. Химическое и бактериологическое (биологическое) оружие и последствия его возможного применения / Доклад Генерального секретаря ООН, Нью-Йорк, 1969, с.29.

29. Моделирование переноса загрязняющих примесей методом статистики обратных траекторий / Республиканское научно-исследовательское унитарное предприятие "Бел НИЦ "Экология". Электронна адреса: <http://www.ecoinfo.by/content/745.html>;
30. Кабашников В.П., Милиневский Г.П., Бовчалюк А.П., Данилевский В.А. Определение районов источников аэрозолей, поступающих в центральную часть Украины, методом статистики обратных траекторий // Вісник Астрономічної школи, 2013, том 9, №2, с. 149–154.
31. Дубинкина Е.С. Моделирование аэрозольных полей на основе совместного анализа данных солнечной фотометрии и информации о динамике атмосферы / Дис. на соискание уч. степени канд. физ.-мат. наук, Екатеринбург, 2015, 131 с.
32. Василевич М.И., Щанов В.М. Применение траекторного похода с использованием модели HYSPLIT при оценке переноса воздушных масс от возможных источников эмиссии // Известия Коми научного центра УрО РАН, №3(39), Сыктывкар, 2019, с.18–22.
33. Поддубный В.А., Наговицына Е.С. Восстановление пространственного поля концентрации атмосферного аэрозоля по данным локальных измерений: модификация метода статистики обратных траекторий // Известия российской Академии наук. Физика атмосферы и океана, т.49, №4, 2013, с. 404–410;
34. Ватульян А.О. Обратные задачи в механике деформируемого твердого тела. – М.:Физматлит, 2007. – 224 с.
35. Ярославцева Т.В. Методы восстановления полей выпадения аэрозольных примесей от площадных источников / Автореф. дис. на соискание уч. степени канд. техн. наук, Новосибирск, 2007, 19 с.
36. P.K.Horke. Recent developments in receptor modeling // Journal of Chemometrics. 2003, v.17, p.255–265;
37. М.С.Зароднюк, Е.В.Кучменко, Е.В.Моложникова, И.И.Маринайте, О.Г.Нецветева. Восстановление полей загрязнения методами рецепторного моделирования на пример пос. Хомутово // Оптика атмосферы и океана. 2006, т.19, №6, с. 557–561;

38. А.А.Чубатов, В.Н.Кармазин. Устойчивая оценка интенсивности источника загрязнения атмосферы на основе метода последовательной функциональной аппроксимации // Компьютерные исследования и моделирование. 2009, т.1, №4, с.391–403;
39. Е.А.Панасенко, А.В.Старченко. Численное решение некоторых обратных задач с различными типами источников атмосферного загрязнения // Вестник Томского государственного университета. Серия "Математика и механика". 2008, №2(3), с.47-55.
40. А.В.Старченко, Е.А.Панасенко. Параллельная реализация численного метода решения обратных задач переноса примеси // Вестник УГАТУ. 2010, т.14, №5(40), с.133–139.
41. В.Б.Мокін, Д.Ю.Дзюняк. Метод оцінювання параметрів стаціонарного джерела викиду на основі моделі Гауса за даними оперативного моніторингу зони розсіювання // Математичне моделювання в економіці, №3-4, 2016, с.27–35.
42. L.Zhou, P.K.Hopke, W.Liu. Comparison of two trajectory based models for locating particle sources for two rural New York sites // Atmospheric Environment. 2004, v.38, p.1955–1963.
43. Харченко Е.В. Использование математических моделей переноса и рассеяния радионуклидов в атмосфере для управления рисками на стадии проектирования атомных электростанций / Дис. на соискание уч. степени канд. физ.-мат. наук, Санкт-Петербург, 2015, 117 с.
44. Израэль Ю.А. Радиоактивное выпадение после ядерных взрывов и аварий / СПб.: "Прогресс-Погода", 1996, 355 с.
45. Методические указания по расчету радиационной обстановки в окружающей среде и ожидаемого облучения населения при кратковременных выбросах радиоактивных веществ в атмосферу (МПА-98). – Минатом России. М., 1999 – 127 с.
46. Ветошкин А.Г. Процессы инженерной защиты окружающей среды (теоретические основы). Учебное пособие. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004, 325 с.



Лістинг програми обчислення параметру  $f_{wz}$  в залежності від класу стійкості атмосфери для рівнинної місцевості

```

q1=30000;
x = 1:q1;
V=2;
c=0.2;
d=0;
h=100;
Vg=1;
Sgmz=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V);
for x1=1:q1
    F1(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x1).^2))))./Sgmz(x1);
    trapz(F1);
    y1(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
c=0.06; d=0.0015;
Sgmz2=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
for x1=1:q1
    F2(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz2(x1).^2))))./Sgmz2(x1);
    trapz(F2);
    y2(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
c=0.016; d=0.0003
Sgmz3=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
for x1=1:q1
    F3(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz3(x1).^2))))./Sgmz3(x1);
    trapz(F3);
    y3(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
plot(x,y1,'g');
hold on;
plot(x,y2,'r');
hold on;
plot(x,y3,'b');
hold off;
title(' класи стійкості атмосфери А-зелений колір, D-червоний колір, F-синій колір')
xlabel ('x, метри')
ylabel ('f_wz')

```

## Лістинг програми обчислення параметру осадження часток в залежності від їх діаметру

```

q1=100000;
x = 1:q1;
V=2;
c=0.06; d=0.0015;
h=100;
Vg=0.012;
Sgmz=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V);
for x1=1:q1
    F1(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x1).^2))))./Sgmz(x1);
    trapz(F1);
    y1(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
Vg=0.0011; Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V);
for x1=1:q1
    F2(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x1).^2))))./Sgmz(x1);
    trapz(F2);
    y2(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
Vg=0.00013; Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V);
for x1=1:q1
    F3(x1)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x1).^2))))./Sgmz(x1);
    trapz(F3);
    y3(x1)=exp(-ans*Gm);
end;
plot(x,y1,'g');
hold on;
plot(x,y2,'r');
hold on;
plot(x,y3,'b');
hold off;
title(' діаметри часток 20 мкм - зелений колір, 6 мкм - червоний колір, 2 мкм - синій колір')
xlabel ('x, метри')
ylabel ('fwz')

```

Лістинги програм для обчислення параметрів  $\sigma_z$ ,  $\sigma$  в залежності від відстані до джерела викиду

```

q1=30000;
x = 1:q1;
V=2;
c=0.24;
d=0.001;
h=100;
Vg=1;
    Sgmz1=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
c=0.14;
d=0.003;
    Sgmz2=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
c=0.08;
d=0.0015;
    Sgmz3=c.*x.*(1+d.*x).^-1;
plot(x,Sgmz1,'g');
hold on;
plot(x,Sgmz2,'r');
hold on;
plot(x,Sgmz3,'b');
hold off;
title(' класи стійкості атмосфери A - зелений колір, D - червоний колір, F – синій колір')
xlabel ('x, метри')
ylabel ('  $\sigma_z$  ')
q1=30000;
x = 1:q1;
V=2;
a=0.32;
b=0.0004;
h=100;
Vg=1;
    Sgm1=a.*x.*(1+b.*x).^-0.5;
a=0.16;
b=0.0004;
    Sgm2=a.*x.*(1+b.*x).^-0.5;
a=0.11;
b=0.0004;
    Sgm3=a.*x.*(1+b.*x).^-0.5;
plot(x,Sgm1,'g');
hold on;
plot(x,Sgm2,'r');
hold on;
plot(x,Sgm3,'b');
hold off;
title(' класи стійкості атмосфери A - зелений колір, D - червоний колір, F – синій колір')
xlabel ('x, метри')
ylabel ('  $\sigma$  ')

```

## Лістинг програми моделювання розподілу концентрації домішки у приземному шарі атмосфери

```

Q=100000000; % 100 тон в грамах
V=2; Vg=1; % швидкість вітру та гравітаційного осадження
global Sgm;
global Sgmz;
global F;
fwz=1; % початкове значення функції осадження домішки
a=0.08; % параметри показників дифузії для рівнинного рельєфу
b=0.0001;
c=0.06;
d=0.0015;
h=100; % висота викиду джерела забруднення, м
n=10;
a1=0; q1=7000; % q1 – відстань, на яку розповсюджується домішка, м
xo=(q1/2); yo=(q1/2);
int32(xo); int32(yo);
b1=h;
k=(b1-a1)/n;
z=a1:k:b1;
x = 1:q1; y=1:q1;
Sgm=a.*(x).*(1+b.*(x)).^-0.5;
Sgmz=c.*(x).*(1+d.*(x)).^-1;
F=zeros(q1,n+1);
C=zeros(q1,q1);
Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V); % складова функції осадження домішки
for x=1:q1
    for z=0:h
        x1=abs(x-xo); if x1==0 x1=xo-1; end;
        % розрахунок осадження часток
        F3(x)= exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x).^2))))./Sgmz(x);
        trapz(F3);
        fwz= exp(-ans*Gm);
        % кінець розрахунку осадження
        if (x-xo)>0
            F(xo+q1-x+1,z+1)= fwz*(exp(-(z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
        if (x-xo)<0
            x2=int32(xo-x);
            F(x2,z+1)= fwz*(exp(-(z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
        if (x-xo)==0
            x2=int32(xo);
            F(x2,z+1)= fwz*(exp(-(z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
    end;
end;

```

```

end;
trapz(F,2); % інтеграл по висоті для кожної точки x – інтеграл над строчками матриці F (по z)
F2=ans/h; % середня концентрація по висоті в точці вимірювання - x
for y=1:q1
    y1=abs(y-y0); % if y1==0 y1=1; end;
    F1(y) = exp(-((y1).^2)/(2.* Sgm(y).^2));
end;
[X,Y] = meshgrid(1:q1,1:q1);
    X1=abs(x-x0); if X1==0 X1=1; end;
C=(Q./((2*pi*V).*Sgm(X1).*Sgmz(X1))).*F1(Y).*F2(X);
mesh(X,Y,C)
title(' Величина концентрації домішки в залежності від координат X,Y ')
xlabel ('X, метри')
ylabel ('Y, метри')
zlabel ('C, г/м3')

```

## Лістинг програми вирішення зворотної задачі визначення координат та потужності джерела викиду шкідливих домішок в атмосферу

```

V=2; Vg=0.0015; % швидкість вітру та гравітаційного осадження
global Sgm;
global Sgmz;
global F;
fwz=1; % початкове значення функції осадження домішки
a=0.16; % параметри показників дифузії для рівнинного рельєфу
b=0.0004;
c=0.14;
d=0.0003;
h=100; % висота викиду джерела забруднення, м
n=10;
a1=0; q1=7000; % q1 – відстань, на яку розповсюджується домішка, м
xo=(q1/2); yo=(q1/2);
int16(xo); int16(yo);
b1=h;
k=(b1-a1)/n;
z=a1:k:b1;
x = 1:q1; z=0:n; y=1:q1;
Sgm=a.*(x).*(1+b.*(x)).^-0.5;
Sgmz=c.*(x).*(1+d.*(x)).^-1;
F=zeros(q1,n+1);
Gm=sqrt(2/pi)*(Vg/V); % складова функції осадження домішки
for x=1:q1
    for z=0:n
        x1=abs(x-xo); if x1==0 x1=xo-1; end;
        % розрахунок осадження часток
        F3(x)=exp(-(h.^2/(2*(Sgmz(x).^2))))./Sgmz(x);
        trapz(F3);
        fwz=exp(-ans*Gm);
        % кінець розрахунку осадження
        if (x-xo)>0
            F(xo+q1-x+1,z+1)=fwz*(exp(-((z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2)))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
        if (x-xo)<0
            x2=int16(xo-x);
            F(x2,z+1)=fwz*(exp(-((z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2)))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
        if (x-xo)==0
            x2=int16(xo);
            F(x2,z+1)=fwz*(exp(-((z-h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2)))+exp(-((z+h).^2./(2.*Sgmz(x1).^2))));
        end;
    end;
end;
trapz(F,2); % інтеграл по висоті для кожної точки x – інтеграл над строчками матриці F (по z)
F2=ans/h; % середня концентрація по висоті в точці вимірювання - x
for y=1:q1
    y1=abs(y-yo); if y1==0 y1=1; end;
    F1(y)=exp(-((y1).^2)/(2.*Sgm(y).^2));

```

```

end;
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
N=5; % число точок спостереження
D=zeros(N); % масив для запису результатів
X1=abs(x-x0); if X1==0 X1=1; end;
Y1=abs(y-y0); if Y1==0 Y1=1; end;
% задаймо вектори координат точок спостереження
% Y11=[y0, y0+50, y0+100, y0-50, y0-100]; X11=[1, 1, 1, 1, 1];
Y11=[2000, 2050, 2100, 2150, 2200]; X11=[1400, 1400, 1400, 1400, 1400];
% середні концентрації в точках спостереження – задаються
cI=[5.21e-10, 1.23e-10, 4.81e-11, 1.25e-11, 5.13e-12];
for i=1:N
    X1=abs(X11(i)-x0); if X1==0 X1=1; end; %проекції епіцентру викиду та положення спостерігача
    Y1=abs(Y11(i)-y0); if Y1==0 Y1=1; end; %проекції епіцентру викиду та положення спостерігача
    C=(Q./((2*pi*V).*Sgm(X1).*Sgmz(X1))).*F1(Y11(i)).*F2(X11(i));
    D(i,i)=C; % розраховані концентрації в точках спостереження
end;
xx=[1, 1, 1, 1]; yy=[1, 1, 1, 1]; % матриці для збереження координат можливих епіцентрів викиду
Q1=[0,0,0,0]; % початкові потужності викидів для кожного з чотирьох віртуальних джерел
dC0=[10000,10000,10000,10000]; % початкові відхилення середніх концентрацій в точках спостережен.
dCmin=2.0e-12; % необхідна точність - умова завершення програми
dC2=1;
Xn=0; Yn=0;
K=0; % лічильник ітерацій
xx(1)=int16(x0/2); yy(1)=int16(y0/2);
xx(2)=int16(x0/2); yy(2)=int16((3*y0)/2);
xx(3)=int16((3*x0)/2); yy(3)=int16(3*y0/2);
xx(4)=int16((3*x0)/2); yy(4)=int16((y0)/2);
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% 1-ша ітерація визначення нових координат епіцентрів викиду домішки – 4 точки
while dC2>dCmin
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% знаходимо оптимальні потужності для кожного з чотирьох віртуальних джерел
for m=1:4 % для кожного джерела викиду
    for j=1:20 % пошук оптимальної потужності викиду
        if j ~1 % умова щоб вже відібрана потужність взяла участь в конкурсі
            Q=1000000+(100000000-1000000).*rand; % випадкове значення потужності в межах 1-100т
            end;
            dC=0;
            for i=1:N % для кожної точки спостереження
                D(i,i)=(Q./((2*pi*V).*Sgm(X1).*Sgmz(X1))).*F1(Y11(i)).*F2(X11(i));
                dC=dC+abs(cI(i)-D(i,i)); % cI(i) спостерігаємі концентрації
            end; dC=dC/N; % середнє відхилення концентрації в точках спостереження
            % запам'ятовуємо оптимальну потужність і відхилення конц.
            if dC<dC0(m) Q1(m)=Q; dC0(m)=dC; end;
        end;
    end;
end;
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Вибір оптимальної комірки М джерела викиду
Q=Q1(1); dC2=dC0(1); M=1;
for m=2:4
    if dC0(m)<dC2 Q=Q1(m); dC2= dC0(m); M=m; end;
    end;
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
% Розбивка вибраної комірки на чотири чверті та перерахунок координат

```

```

if K==0 XX0=xo; YY0=yo;
else XX0=xx(M); YY0=yy(M); % перевизначення координат джерела
end;
if M==1
    Xn=Xn; Yn=Yn; % початок координат комірки
    xx(1)=int16((xx(1)-Xn)/2); yy(1)=int16((yy(1)-Yn)/2); % координати центру комірки
    xx(2)=int16((xx(1)-Xn)/2); yy(2)=int16(3*(yy(1)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(3)=int16(3*(xx(1)-Xn)/4); yy(3)=int16(3*(yy(1)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(4)=int16(3*(xx(1)-Xn)/4); yy(4)=int16((yy(1)-Yn)/2); % координати центру комірки
end;
if M==2
    Xn=Xn; Yn=YY0; % початок координат комірки
    xx(1)=int16((xx(2)-Xn)/2); yy(1)=int16((yy(2)-Yn)/2); % координати центру комірки
    xx(2)=int16((xx(2)-Xn)/2); yy(2)=int16(3*(yy(2)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(3)=int16(3*(xx(2)-Xn)/4); yy(3)=int16(3*(yy(2)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(4)=int16(3*(xx(2)-Xn)/4); yy(4)=int16((yy(2)-Yn)/2); % координати центру комірки
end;
if M==3
    Xn=XX0; Yn=YY0; % початок координат комірки
    xx(1)=int16((xx(3)-Xn)/2); yy(1)=int16((yy(3)-Yn)/2); % координати центру комірки
    xx(2)=int16((xx(3)-Xn)/2); yy(2)=int16(3*(yy(3)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(3)=int16(3*(xx(3)-Xn)/4); yy(3)=int16(3*(yy(3)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(4)=int16(3*(xx(3)-Xn)/4); yy(4)=int16((yy(3)-Yn)/2); % координати центру комірки
end;
if M==4
    Xn=XX0; Yn=Yn; % початок координат комірки
    xx(1)=int16((xx(4)-Xn)/2); yy(1)=int16((yy(4)-Yn)/2); % координати центру комірки
    xx(2)=int16((xx(4)-Xn)/2); yy(2)=int16(3*(yy(4)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(3)=int16(3*(xx(4)-Xn)/4); yy(3)=int16(3*(yy(4)-Yn)/4); % координати центру комірки
    xx(4)=int16(3*(xx(4)-Xn)/4); yy(4)=int16((yy(4)-Yn)/2); % координати центру комірки
end;
K=K+1;
end;
XX0 % вивід на екран координати X джерела викиду (точки максимальної концентрації домішки)
YY0 % вивід на екран координати Y джерела викиду
Q % вивід на екран потужності джерела викиду

```